



**FEUP** FACULDADE DE ENGENHARIA  
UNIVERSIDADE DO PORTO

**MESTRADO INTEGRADO EM ENGENHARIA DO AMBIENTE 2014/2015**

# **MINIMIZAÇÃO DO CONSUMO ENERGÉTICO E MAXIMIZAÇÃO DE VALORIZAÇÃO EM ETAR MUNICIPAL**

**ANNA CAROLINA CARVALHO VALVERDE**

Dissertação submetida para obtenção do grau de

**MESTRE EM ENGENHARIA DO AMBIENTE**

**Presidente do Júri:** Cidália Maria de Sousa Botelho

(Professora Auxiliar do Departamento de Engenharia Química da Faculdade de Engenharia da  
Universidade do Porto)

---

**Orientador académico:** Cheng Chia-Yau

(Professor Auxiliar Convidado do Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Engenharia da  
Universidade do Porto)

*Julho de 2015*

## Agradecimentos

Este espaço é dedicado àqueles que, de alguma forma, contribuíram para que esta dissertação fosse realizada. Não sendo viável nomeá-los a todos, há no entanto alguns a quem não posso deixar de manifestar o meu apreço e agradecimento sincero.

Ao Prof. Dr. Cheng Chia Yau pela orientação do trabalho, pela confiança depositada e por toda a sabedoria que me transmitiu.

À Eng.<sup>a</sup> Vânia Morais um especial agradecimento por todo o apoio e toda a disponibilidade prestada durante a realização deste trabalho.

À secretária Célia Cerqueira por toda a atenção e esclarecimento prestado durante todo o curso, sempre com tanta energia.

Aos colegas da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto que partilharam comigo os desafios académicos e que de uma forma ou de outra contribuíram para a concretização dos meus objetivos.

Aos amigos especiais, Shari Simpson e João Loureiro, pelo apoio e incentivo durante a realização deste trabalho e pela amizade ao longo destes anos.

À minha sobrinha Liria Valverde que me aconselhou a seguir este caminho com o objetivo de alcançar todos os meus sonhos e objetivos.

À minha madrinha, Laura Sato, por poder sempre contar com a sua palavra amiga, de apoio e de incentivo a cada momento. O apoio, a disponibilidade e a confiança depositada contribuíram decisivamente para que este trabalho tenha chegado a bom termo.

Aos meus pais e irmãos, pelo estímulo e apoio incondicional desde sempre; pela paciência e grande amizade com que sempre me ouviram, e sensatez com que sempre me ajudaram ao longo destes anos ausente. Por sempre me incentivarem perante os desafios, a fazer mais e melhor, quero partilhar convosco a alegria de os conseguir vencer continuamente!

Finalmente, muito obrigada a minha família que sempre me apoiou e que compreendem todo esse período que estou longe.

---

## Resumo

O presente estudo visou avaliar a eficiência de um sistema de tratamento de águas residuais que combina os processos (a) anaeróbio em reator UASB, como etapa principal e (b) aeróbio em sistema de lamas ativadas, como pós-tratamento.

O sistema de tratamento da ETAR virtual em estudo destina-se exclusivamente ao tratamento de águas residuais urbanas com características domésticas. A elaboração do estudo baseou-se no conhecimento da captação da rede de águas residuais domésticas da cidade do Porto, Portugal, obtidas a partir dos registros dos serviços de exploração do sistema existente. Utilizando dados reais de águas residuais da cidade do Porto, efetuou-se um dimensionamento preliminar dos principais órgãos de tratamento e equipamentos.

A estação de tratamento de águas residuais virtual foi projetada para atender um equivalente populacional de 200.000 habitantes, com capacidade média hidráulica de 417 L/s. Os principais parâmetros que compõe as águas residuais domésticas, e que são utilizados para caracterizar as condições de afluência quantitativa e qualitativa da ETAR, foram a carência bioquímica de oxigénio (CBO), a carência química de oxigénio (CQO), os sólidos suspensos totais (SST), o azoto (N), o fósforo (P).

Para uma carga orgânica biológica em torno de 3 kg CQO/m<sup>3</sup>/d e um tempo de retenção hidráulica de 4,8 h, o reator UASB pode proporcionar 65 % de redução de CQO. O reator aeróbio, com configurações de nitrificação-desnitrificação, deve produzir um efluente de acordo com os atuais requisitos de descargas. O potencial energético do processo anaeróbio foi de 21.826 kWh/d e o consumo energético por parte do processo aeróbio foi de 11.976 kWh/d.

A produção de lama em termos de sólidos secos, foi quantificada e o reator UASB obteve aproximadamente 0,10 kg/kg CBO removido e, no reator aeróbio uma produção de cerca de 0,47 kg/kg CBO removido. Comparando o processo combinado com o processo tradicional de lamas ativadas, verificou-se uma vantagem em termos energéticos, e também de área de instalação.

**Palavras-chave:** Lamas Ativadas, UASB, Biogás, Lamas.

---

## Abstract

This study aimed to evaluate the efficiency of a wastewater treatment system that combines the processes of (a) anaerobic UASB reactor as the main step and (b) aerobic system activated sludge as post-treatment.

The virtual wastewater treatment plant system under study, intended only for the treatment of urban wastewater with domestic characteristics. The study design was based on data obtained from the existing wastewater collection and treatment system of the city of Porto, Portugal, to perform a preliminary sizing of the principal organs of treatment and equipment.

The virtual WWTP was designed to service a population equivalent to 200,000 inhabitants, with an average hydraulic capacity of 417 L/s. The main parameters that make up the domestic wastewater and that are used to characterize the conditions of quantitative and qualitative inflow to WWTP were, biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total suspended solids (TSS), nitrogen (N), and phosphorus (P).

At an organic loading rate of 3 kg COD/m<sup>3</sup>/d and a hydraulic retention time of 4,8 h, the UASB can provide 65% of COD reduction. The aerobic reactor, with nitrification-denitrification features, must produce an effluent meeting the current discharge requirements. The energy potential produced from the anaerobic process was 21,826 kWh/d and energy consumption by the aerobic process was 11,976 kWh/d.

A production of sludge, in terms of dry solids, was quantified and the UASB obtained approximately 0.10 kg/kg BOD removed and the aerobic reactor, a production of about 0.47 kg/kg BOD removed. Comparing the combined process with traditional activated sludge process, there is an advantage in terms of energy saving and also installation area.

**Keywords:** Activated sludge, UASB, Biogas, Sludge.

---

# Índice

<b>1</b>	<b>Introdução.....</b>	<b>1</b>
1.1	Enquadramento do Estudo .....	1
1.2	Enquadramento Legislativo .....	4
1.3	Objetivos dos Estudo .....	6
1.3.1	Objetivos Específicos .....	6
<b>2</b>	<b>Tratamento de Águas Residuais Urbanas .....</b>	<b>7</b>
2.1	Necessidade de pré-tratamento e igualização .....	8
2.2	Tratamento por Processo Anaeróbio .....	9
2.2.1	Processo Anaeróbio em Reator UASB .....	10
2.3	Necessidade de pós-tratamento para polimento do efluente anaeróbio .....	13
2.3.1	Processo Aeróbio em Sistemas de Lamas Ativadas .....	14
2.4	Sistema Combinado dos Processos de Tratamento Anaeróbio e Aeróbio.....	16
2.4.1	Remoção de Nutrientes .....	17
2.4.2	Produção e Remoção de Lama .....	17
2.5	Valorização dos subprodutos .....	18
2.5.1	Biogás x Biometano .....	18
2.5.2	Produção Lama .....	23
<b>3</b>	<b>Metodologia .....</b>	<b>24</b>
3.1	Elaboração do sistema de tratamento da ETAR virtual .....	24
3.2	Pré-dimensionamento dos órgãos principais de tratamento e equipamentos essenciais.....	26
<b>4</b>	<b>Resultados.....</b>	<b>41</b>
4.1	Estimativa do consumo energético .....	50
4.2	Quantificação dos Subprodutos e Identificação das Estratégias de Valorização .	51
4.3	Análise Económica .....	51
4.4	Análise da Eficiência na Desnitrificação .....	52
<b>5</b>	<b>Conclusões .....</b>	<b>53</b>

5.1	Limitações e Trabalho Futuro .....	53
Anexo 1	.....	57

## Abreviaturas

CBO	Carência Bioquímica de Oxigénio
CQO	Carência Química de Oxigénio
MS	Massa sólida
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
N	Azoto
NTK	Azoto Total de Kjeldahl
OD	Oxigénio Dissolvido
P	Fósforo
SST	Sólidos Suspensos Totais
SVT	Sólidos Voláteis Totais
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
CH <sub>4</sub>	Metano
CO <sub>2</sub>	Dióxido de carbono
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
MLSS	Sólidos Suspensos no Licor Misto
MLVSS	Sólidos Suspensos Voláteis no Licor Misto

# 1 Introdução

## 1.1 Enquadramento do Estudo

Hoje em dia, praticamente todas as estações de tratamento de águas residuais (ETAR) municipais utilizam o processo de lamas ativadas como o tratamento biológico principal para cumprir os limites legais de descarga. Embora tenha alta eficácia de tratamento na redução de poluentes orgânicos biodegradáveis (da ordem de 90% em termos de CBO) e também oxidação e redução de azoto (nitrificação e desnitrificação, respetivamente), o processo exige elevado consumo de energia elétrica devido a necessidade de arejamento e produz grande quantidade de lamas em excesso. Para redução do consumo energético e, ao mesmo tempo, da produção de biomassa em excesso, o processo de lamas ativadas pode ser substituído por um processo anaeróbio. A valorização dos subprodutos de tratamento, exceto as lamas para geração de biogás, não tem recebido atenção tanto no campo académico como industrial. Com a alteração do processo aeróbio de tratamento da fase líquida para anaeróbio, o conceito da valorização será também modificado.

O sistema de lamas ativadas é um processo biológico aeróbio de águas residuais amplamente utilizado no tratamento de águas residuais domésticas e industriais, em situações onde o nível de exigência da qualidade do efluente é elevada e a área disponível para o tratamento é limitada. A aplicação desse sistema tem sido como tratamento principal de efluentes domésticos ou industriais. Recentemente, a sua utilização como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios vem sendo pesquisada e utilizada, apresentando vantagens como, principalmente, menor consumo de energia elétrica e menor produção de lama, que são um dos principais itens de custo numa ETAR.

Nos processos anaeróbios, durante a decomposição da matéria orgânica, microrganismos retiram substâncias necessárias para sua sobrevivência e liberam gases. Este é produzido por um processo químico de fermentação anaeróbia. O biogás produzido é uma mistura de gases rico em metano, que pode ser utilizado como combustível, e digerido, é uma fonte de nutrientes que pode ser usada como fertilizante. A digestão anaeróbia cada vez mais está sendo usada para transformar a maior parte dos nossos resíduos em energia renovável (Biogás).

Contudo o conteúdo energético das águas residuais, ainda permanece mau aproveitado em praticamente todas as ETAR's. Sendo que este tipo de energia renovável tem a capacidade de contribuir com a redução da dependência energética dos combustíveis fósseis não-renováveis, tais como o petróleo e o carvão, e também com a redução das emissões de gases de efeito de estufa (GEE) além de ser uma energia produzida sem impacto negativo na biodiversidade e



uso da terra. A valorização energética do biogás produzido no processo anaeróbio, para além de permitir um retorno financeiro, que contribui com os custos de exploração, garante a segurança do abastecimento energético à instalação, na medida em que assegura a alimentação de energia elétrica em caso de falha no fornecimento pela rede nacional.

O biogás é atualmente o biocombustível produzido nas ETAR's municipais de Portugal que valorizam este tipo de produto, e em sua maioria é aplicado na produção de eletricidade Cabrita (2015). Esta aplicação resulta do processo de cogeração, pode-se definir, resumidamente, por cogeração como a produção simultânea de energia térmica e energia mecânica (elétrica), a partir de um único combustível. Uma desvantagem da cogeração é que o calor só pode ser usado perto do centro produtor, devido à maior dificuldade no transporte da energia térmica (perdas térmicas nas tubulações) Villani (2011). Com isto, limitam a eficiência energética global apenas ao rendimento elétrico do motor-gerador pois muitas vezes a componente térmica da energia total produzida não é aproveitada.

Para aproveitar a energia química do biogás e promover a maximização da valorização energética, foram recentemente desenvolvidos sistemas de purificação do biogás. O resultado deste processo é o chamado biometano, que corresponde ao gás natural. Este gás é uma energia renovável e pode ser transportado e aproveitado nas infraestruturas e nos consumidores existentes de gás natural que incluem diversos setores. Para fazer este aproveitamento energético é preciso efetuar a conversão de um tipo de energia em outro, como é feito durante o processo de cogeração. A purificação pode ser feita com uso de água ou com uso de produtos químicos, a tecnologia varia de acordo com o uso final a dar ao biogás e com a quantidade de biogás disponível. Qualquer que seja a tecnologia aplicada para a purificação o rendimento do processo pode chegar a 99%. O biometano tem o mesmo poder calorífico da gasolina, 1m<sup>3</sup> de biometano equivale a 1 litro de gasolina, Deublein (2008).

Quando se utiliza um processo anaeróbio como processo biológico principal de tratamento, grande parte do material orgânico facilmente degradável (CQO) do afluente é consumida e no caso do material azotado (N), a remoção é praticamente desprezável. Por esse motivo este sistema não produz um efluente final com qualidade suficiente para cumprir os limites legais de descarga.

Já em relação ao sistema de lamas ativadas, esse sob condições aeróbias realiza a nitrificação que é a oxidação biológica do azoto, tendo como produto final o nitrato, e sob condições anóxicas realiza a desnitrificação, que é a redução biológica de nitrato para azoto gasoso (molecular), tendo-se material orgânico como redutor. E uma das condições para que ocorra a desnitrificação é a presença de um doador de elétron (redutor de nitrato) e que pode ser o próprio material orgânico biodegradável presente na água residual a tratar.

Pelo que foi dito os efluentes anaeróbios apresentam uma relação CQO/N/P inadequada pelo fato desse sistema remover muito mais material orgânico do que nutrientes como fósforo e azoto. Essa relação é limitante para o crescimento microbiano e por esta razão dificulta os processos de nitrificação e desnitrificação nos sistemas combinados anaeróbio/aeróbio.

A menor produção de lama resultante de um processo anaeróbio representa uma vantagem, como citado anteriormente. A massa a ser encaminhada para disposição final é da ordem de 60 a 70% das concepções tradicionais e a redução do volume de lamas é ainda maior, pelo fato das lamas anaeróbias mistas serem mais concentradas e possuírem ótimas condições para a desidratação Chernicharo (2001). O destino final das lamas, dentro das suas opções, tem vantagens e desvantagens tanto técnicas como econômicas. A valorização agrícola, a incineração e a deposição em aterro sanitário representam as principais opções de destino final das lamas produzidas nas ETAR's.

Um dos grandes problemas ambientais da atualidade é a produção crescente de resíduos orgânicos, estando este também associado à emissão de gases do efeito estufa (GEE). O aproveitamento do biogás e das lamas são formas de reduzir o consumo de energia provenientes dos combustíveis fósseis e o envio de resíduos para aterro onde sua decomposição se transformará em gás metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ). Cientistas do clima estimam que o dióxido de carbono é responsável por 80% das emissões e o metano por 15%, porém o metano é 25 vezes mais forte que o dióxido, ou seja, seu poder estufa é 25 vezes superior ao dióxido de carbono (Ferreira, Moreira et al. 2009).

O tratamento de águas residuais resulta da combinação de processos e operações unitárias, de modo a proporcionar diferentes níveis de tratamento. A combinação dos sistemas anaeróbio e aeróbio pode vir a ser uma solução técnica e econômica para o tratamento das águas residuais, pois agregam as vantagens dos dois sistemas. Por serem uma proposta recente os sistemas anaeróbio/aeróbio ainda não estão bem estabelecidos. Os dados obtidos, até o presente, são poucos e insuficientes para descrever bem o desempenho desse sistema combinado. Várias são as combinações de sistemas anaeróbio/aeróbio em estudo, principalmente com o reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lama (UASB) como unidade de pré- tratamento.

Este trabalho apresenta o comportamento de um sistema combinado anaeróbio/aeróbio, constituído por um reator UASB e um sistema de lama ativada. Estes órgãos foram dimensionados com base em dados empíricos retirados da literatura pertinente e com parâmetros de composição das águas residuais da cidade do Porto.

O sistema foi dimensionado para analisar o desempenho na remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e o comportamento dos processos de nitrificação e desnitrificação. Dessa forma, verificar a eficiência global do tratamento combinado, anaeróbio com aeróbio, que

pretende permitir a minimização do consumo energético e a maximização da valorização dos subprodutos.

## **1.2 Enquadramento Legislativo**

A legislação classifica os corpos de água em função de seus usos predominantes, tendo sido estabelecidos, para cada classe de água, os padrões de qualidade a serem obedecidos.

Seguidamente faz-se uma breve referência à legislação aplicável que serviram de parâmetro para definir o grau de tratamento e dimensionamento do sistema combinado da ETAR virtual:

Decreto-Lei n.º 236/98, de 01 de Agosto - Estabelece normas, critérios e objetivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos;

Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de Junho - As disposições do presente diploma aplicam-se à recolha, tratamento e descarga de águas residuais urbanas no meio aquático, procedendo à transposição para o direito interno da Diretiva n.º 91/271/CEE.

Atualmente, as principais opções de gestão e eliminação das lamas são a valorização agrícola, as tecnologias de eliminação e/ou valorização térmica, como sistemas de incineração e co incineração, e a deposição das lamas em aterro. Cada um destes destinos finais está sujeito a um regime jurídico específico:

Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de Junho - estabelece o regime geral para a prevenção, produção e gestão de resíduos, o qual transpõe a Diretiva n.º 2008/98/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de novembro, relativa aos resíduos;

Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, estabelece o regime de utilização de lamas de depuração em solos agrícolas, transpondo para a ordem jurídica interna a Diretiva n.º 86/278/CEE, do Conselho, de 12 de junho, relativa à valorização agrícola de lamas de depuração, de modo a evitar efeitos nocivos para o homem, para a água, para os solos, para a vegetação, para os animais e o ambiente em geral, promovendo a sua correta utilização;

Decreto-Lei n.º 85/2005, de 28 de Abril - Estabelece o regime legal da incineração e coincineração de resíduos, transpondo para a ordem jurídica interna a diretiva n.º 2000/76/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 4 de dezembro.

Decreto-Lei n.º 183/2009, de 10 de Agosto - Estabelece o regime jurídico da deposição de resíduos em aterro, as características técnicas e os requisitos a observar na conceção, licenciamento, construção, exploração, encerramento e pós-encerramento de aterros, transpondo para a ordem jurídica interna a Diretiva n.º 1999/31/CE, do Conselho, de 26 de Abril.

O plano europeu sobre alterações climáticas é composto por uma série de medidas adotadas pelos Estados-membros da União Europeia na luta contra as alterações climáticas. O pacote incide na redução das emissões de gases com efeito de estufa (GEE), energias renováveis e eficiência energética. Esses objetivos energéticos e climáticos do Conselho Europeu foram fixados sob a Estratégia 20/20/20 em Dezembro de 2008. Desta forma até 2020 na União Europeia devem reduzir em 20% as emissões de gases com efeito de estufa, face aos níveis de 1990, aumentar em 20% a eficiência energética na UE e utilizar 20% de energias renováveis no consumo total de energia na UE (sendo a cota de 10% para o setor dos transportes).

Diretiva n.º 2012/27/UE, do Conselho, de 25 de Outubro - Relativa à eficiência energética, estabelece um quadro comum de medidas para a promoção da eficiência energética no âmbito da Estratégia Europeia 20/20/20

Esta diretiva impôs aos Estados-membros o estabelecimento de um plano próprio, definindo as metas e ações a desencadear para o seguimento deste objetivo, plano este com carácter obrigatório e com penalidades associadas ao incumprimento, que em Portugal se traduz no PNAER (Plano Nacional de Ações para as Energias Renováveis).

Resolução do Conselho de Ministros n.º 20/2013, de 10 de abril. D.R. n.º 70 - Aprova o Plano Nacional de Ação para a Eficiência Energética para o período 2013-2016 e o Plano Nacional de Ação para as Energias Renováveis para o período 2013-2020.

No quadro dos objetivos assumidos por Portugal no âmbito do Pacote Energia Clima da UE no horizonte 2020, a que corresponde a Diretiva 20-20-20, a meta para a quota de energias renováveis no consumo final bruto de energia para 2020 é de 31,0% a quinta mais elevada da UE, Resolução .

Importa promover o aproveitamento do biogás de uma forma mais racional e integrada com as políticas agrícolas e ambientais. A utilização de biogás em centrais exclusivamente dedicadas à produção de energia elétrica foi, no passado, a solução dominante para o aproveitamento deste recurso, estando previsto, até 2020, a instalação de uma capacidade de 60 MW. Salienta-se contudo que se têm verificado algumas limitações no aproveitamento útil do calor na proximidade do local em que o biogás é produzido, em parte devido à localização isolada destas centrais, associadas a Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), aterros sanitários ou explorações agropecuárias e, como tal, sem consumidores próximos que possam potenciar o aproveitamento do calor gerado para a substituição de consumos térmicos de outras fontes não renováveis. Desta forma, a eficiência deste tipo de valorização pode ser melhor potenciada através da aposta em sistemas de cogeração, pelo que se admite que parte destes 60 MW possam ainda ser alocados a esse tipo de centrais.

Diretiva n.º 2004/8/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 11 de Fevereiro - Relativa à promoção da cogeração (que altera a Diretiva 92/42/CEE) foi adotada em 2004 para apoiar o desenvolvimento e a utilização da cogeração ou da produção combinada de calor e eletricidade (PCCE) na UE.

Decreto-Lei n.º 231/2012, de 26 de outubro prevê a injeção do biogás, na forma de biometano, na rede de Gás Natural (GN). Estabelece as bases gerais de organização e funcionamento do Sistema Nacional de Gás Natural, bem como as bases gerais aplicáveis ao exercício das atividades de receção, armazenamento, transporte, distribuição e comercialização de gás natural e à organização dos mercados de gás natural. Aplicáveis ao biogás e ao gás proveniente da biomassa, ou a outros tipos de gás, na medida em que esses gases possam ser, do ponto de vista técnico, de qualidade e da segurança, injetados e transportados nas redes de gás natural.

Entre as ações mais importantes, promovidas pela União Europeia, para a produção de biogás, está o subsídio de vendas da eletricidade produzida a partir do biogás e o financiamento de pesquisas que contribuam para tornar as unidades de biogás mais eficientes, baratas e financeiramente rentáveis.

### **1.3 Objetivos dos Estudo**

O proposto estudo será realizado com base em dados reais de águas residuais da cidade do Porto para elaboração duma ETAR virtual onde os processos de tratamento serão definidos e pré-dimensionados, tendo as seguintes considerações técnicas:

- (1) Necessidade de pré-tratamento e igualização,
- (2) Aplicação de tratamento anaeróbio às águas residuais urbana pré-tratado,
- (3) Valorização do biogás,
- (4) Necessidade de pós-tratamento para polimento do efluente anaeróbio,
- (5) Grau de remoção/recuperação dos nutrientes.

#### **1.3.1 Objetivos Específicos**

Os objetivos mais específicos de estudo são:

- (1) Elaboração do sistema de tratamento da ETAR virtual,
- (2) Pré-dimensionamento dos órgãos principais de tratamento e equipamentos essenciais,
- (3) Estimativa do consumo energético global da ETAR,
- (4) Quantificação dos subprodutos e identificação das estratégias de valorização,
- (5) Análise económica.

## 2 Tratamento de Águas Residuais Urbanas

Para a discussão dos vários processos de tratamento biológico aeróbio e anaeróbio, é importante apresentar brevemente os termos aeróbia e anaeróbia. Estes dois termos estão diretamente relacionados para o tipo de bactérias ou de microrganismos que estão envolvidos na degradação de impurezas orgânicas em determinadas águas residuais e as condições de funcionamento do biorreator. Portanto, processos de tratamento aeróbio tem lugar na presença de ar e utiliza esses microrganismos (também chamados de aeróbios), que usam o oxigênio molecular para assimilar impurezas orgânicas, ou seja, convertê-los em dióxido de carbono, água e biomassa.

Os processos de tratamento anaeróbio, por outro lado ocorrem na ausência de ar (oxigênio molecular) por aqueles microrganismos anaeróbios (também chamados de anaeróbios) que não requerem ar (oxigênio molecular) para assimilar impurezas orgânicas. Os produtos finais de assimilação orgânica no tratamento em reator anaeróbio são o gás metano, gás dióxido de carbono e biomassa.

O tratamento anaeróbio das águas residuais é uma ferramenta tecnológica valiosa, capaz de conciliar os interesses econômicos da sociedade com os ambientais. Conciliar esses interesses é uma condição necessária para alcançar o desenvolvimento sustentável da sociedade. A aplicação desta tecnologia ao tratamento de águas residuais só iniciou nos anos 70 graças aos avanços tecnológicos e a geração de novos modelos de reatores. A principal inovação foi a possibilidade de separar o tempo de retenção de água residual e o tempo das bactérias responsáveis pelo processo de descontaminação. Como fruto dessas inovações progressivas hoje em dia existem vários modelos de tanques ou reatores que permitem tratar de maneira simultânea as águas residuais e pluviais. A seleção do modelo do tanque depende do tipo de água residual, do tipo de indústria e do grau de tratamento do efluente final.

Vantagens dos processos anaeróbios face aos aeróbios (Alves 2003):

- Menor produção de lamas;
- Menor necessidade em nutrientes;
- Obtenção de um gás combustível ( $\text{CH}_4$ ) - energia;
- A biomassa é capaz de preservar a sua atividade após longos períodos (vários meses) sem alimentação;
- Tolerância a baixas temperaturas ( $<10\text{ }^{\circ}\text{C}$ );
- O processo ocorre também a temperaturas elevadas termófilas ( $\approx 55\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) e hipertermófilas ( $> 70\text{ }^{\circ}\text{C}$ );

- Enorme capacidade de adaptação a substâncias potencialmente inibidoras da atividade metanogénica;
- Cargas aplicadas podem atingir 30 kg CQO/m<sup>3</sup>/dia ou mais;
- Menores necessidades de espaço.

Desvantagens dos processos anaeróbios face aos aeróbios (Alves 2003):

- Start-up pode ser lento
- Pode haver problemas de odores em caso de unidades mal dimensionadas para efluentes contendo sulfato;
- A química, a bioquímica e a microbiologia do processo são muito complexas, mas o conhecimento sobre o processo tem evoluído em grandes passos nos últimos anos;
- Sensibilidade a determinados compostos. Inibição e toxicidade serão tratadas a seguir.

## **2.1 Necessidade de pré-tratamento e igualização**

Qualquer estação depuradora de águas residuais, de lamas ativadas ou não, tem necessidade de iniciar a sua cadeia de tratamento, com o designado pré-tratamento. A finalidade de um pré-tratamento é proteger e melhorar o funcionamento das ETAR. Consiste na remoção, da água residual, de componentes que possam obstruir ou danificar os sistemas de bombagem, ou interferir com os processos de tratamentos posteriores, reduzindo assim, os custos de manutenção dos processos e equipamentos que constituem a ETAR. Os equipamentos que constituem o pré-tratamento são concebidos para remover ou reduzir em tamanho, sólidos de grandes dimensões ou material flutuante, arrastados junto com as águas residuais, tais como, pedaços de madeira, trapos, papel, plástico entre outros. No tratamento preliminar é igualmente necessário remover os sólidos inertes, como as areias e cascalhos, metais e vidros, assim como quantidades excessivas de óleos e gorduras.

Para tal, pode incluir diversas operações de tratamento, nomeadamente, o descarregador de tempestade, o medidor de caudal (canal Parshall), a gradagem, a tamisagem, o desengorduramento e a desarenação. Esta parte da ETAR costuma chamar-se “obra de entrada”. Devido às condições topográficas ou condições de afluência, quando necessário, deve incluir uma estação elevatória, geralmente a jusante das operações descritas, para à protegerem. No caso da ETAR em estudo, esta etapa de tratamento não está incluída, pois considera-se que o processo em estudo trata efluente pré-tratado.

Nesta etapa de tratamento pode ainda proceder-se a uma igualização de caudais e neutralização da carga do afluente antes de este dar entrada no processo de tratamento biológico, em especial nas unidades de sedimentação (Metcalf & Eddy, 2003).

Caso tais órgãos não sejam implantados à montante dos reatores de alta taxa, estes ficam sujeitos ao acúmulo indesejável de sólidos não biodegradáveis no sistema, levando à formação de zonas mortas e caminhos preferenciais, reduzindo a eficiência do tratamento.

## 2.2 Tratamento por Processo Anaeróbio

Um processo de tratamento anaeróbio é um processo de degradação de matéria orgânica executado até o fim por microrganismos que só vivem na ausência de oxigênio dissolvido. Dependendo do tipo de aceitador de eletrões no meio, pode-se estar na presença de diferentes processos de degradação anaeróbia. Se o aceitador final de eletrões for o  $\text{CO}_2$ , obtêm-se biogás como produto final e o processo diz-se metanogénico. Metanogénese é a etapa final no processo global da degradação anaeróbia efetuada pelas *Archaeobacterias* metanogénicas.

O reator de mistura completa é tradicionalmente de uso comum para a digestão das lamas da água residual. Favorece o contato entre as bactérias e a matéria orgânica a processar, porém precisa de um tempo de retenção superior a 15 dias.

O reator do tipo contato inclui um sedimentador posterior ao reator anaeróbio que permite recuperar as bactérias e reintroduzi-las ao processo e reduzir assim o tempo de retenção hidráulico de cinco a dez dias. Este é o primeiro modelo que é possível separar o tempo de retenção hidráulico do tempo de retenção celular.

O filtro anaeróbio, inclui no reator, uma camada de pedras ou de plástico que permite imobilizar as bactérias e evitar seu arraste com o efluente. Existem modelos de fluxos ascendentes ou descendentes e o tempo pode ser reduzido a até 6 horas.

O reator do tipo UASB de fluxo ascendente é o mais popular de todos, integra em um só tanque a digestão e a sedimentação, e o tempo de retenção hidráulica pode baixar a até seis horas.

Deve-se adaptar esta tecnologia com o tipo de efluente a tratar e desenvolver tecnologias indispensáveis para um correto funcionamento do sistema como o manejo do biogás, controle de odores, controle da corrosão entre outros.

O custo de tratamento aeróbios com arejamento é elevado, e neste processo não há esse custo com energia sendo ainda possível utilizar o seu produto, o gás que é produzido durante o processo anaeróbio.

Enquanto uma planta tradicional de lamas ativadas para o tratamento de águas residuais domésticas consta de um tratamento primário, um espessador de lamas, digestor e tanque de arejamento e um sedimentador secundário, um reator UASB integra em um só tanque as funções do sedimentador primário, espessamento e digestão de lamas.



Estes sistemas não requerem de eletricidade fora do consumo habitual para o bombeamento e ainda produzem um gás aproveitável. O aproveitamento do biogás permite reduzir o consumo de combustível fóssil e em consequência o efeito estufa. O mesmo se passa com lagoas anaeróbias que liberam metano para a atmosfera. As plantas anaeróbias não removem os nutrientes e podem ser sistemas de pré-tratamento ideais para uma valorização dos efluentes para a irrigação de cultivos.

### **2.2.1 Processo Anaeróbio em Reator UASB**

Na digestão anaeróbia, os microrganismos envolvidos não podem sobreviver na presença de oxigénio. A digestão anaeróbia é mais lenta que os processos aeróbios, mas tem a vantagem de produzir muito menos lamas. A maioria da matéria orgânica é convertida a dióxido de carbono e metano.

O ecossistema anaeróbio - muito complexo - começa com bactérias hidrolíticas que decompõem as matérias complexas em substâncias mais simples, estes compostos orgânicos são transformados por bactérias acidogénicas em ácidos orgânicos que por sua vez são transformadas por outro conjunto - as bactérias acetogénicas - em ácido acético, o qual por fim é convertido por bactérias metanogénicas a metano. Outras bactérias metanogénicas aproveitam parte do CO<sub>2</sub> e combinam-no com o hidrogénio para produzir mais metano (Alves 2003).

Essas reações geram energia, que fica disponível no substrato, acumulada nas ligações químicas. Como grande parte dessa energia é transformada em metano - que é liberado para a fase gasosa - os microrganismos não podem mais se utilizar dela, e consequentemente, o crescimento dos organismos anaeróbios fica prejudicado, caracterizando então um processo lento, quando comparado com o dos organismos aeróbios; o que é desejável, pois influi diretamente na produção de lama.

No entanto, as desvantagens dos microrganismos face aos aeróbios (crescimento mais lento e necessidades de longos tempos de retenção hidráulica) são superados por conceitos de reatores mais avançados, como é o caso dos reatores UASB (Shink, 2002).

O reator UASB "*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*" foi desenvolvido na década de 70, pelo Professor Lettinga e pela sua equipe, na Universidade de Wageningen Holanda.

O reator anaeróbio de fluxo ascendente, em manta de lama, consiste basicamente de um tanque Imhoff de fluxo vertical, apresentando câmaras de sedimentação e digestão anaeróbia, sobrepostas. Souza (1986), cita que a água residual a ser tratada é distribuído uniformemente no fundo do reator e passa através de uma camada de lama biológica, o qual transforma a matéria orgânica em biogás. É evitada a entrada do gás produzido no sedimentador, através da colocação de defletores, e este é encaminhado somente a

determinadas áreas do reator. A porção de lama que atinge o sedimentador é separada (fisicamente) e retorna ao fundo do reator. O efluente é retirado uniformemente da superfície do sedimentador (Von Sperling 2001)

A Figura 2-1 mostra um esquema de funcionamento de um reator UASB, que facilita o entendimento dessa descrição.

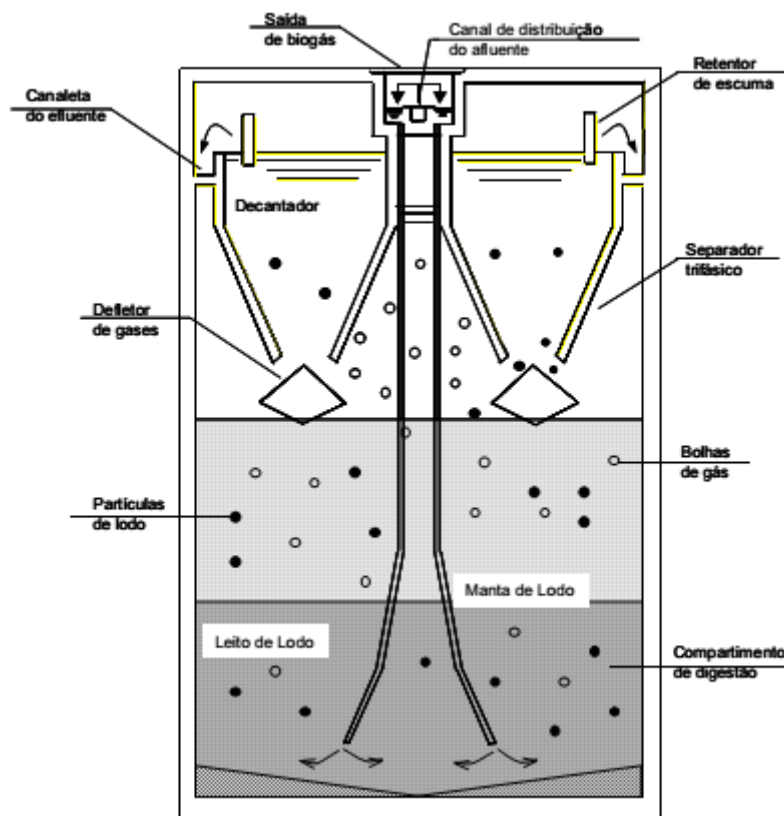


Figura 2-1 - Representação esquemática de um reator UASB (Adaptado de Campos, 1999).

Segundo Lettinga et al., s.d.t. algumas das principais condições que devem ser encontradas nestes reatores são: uma efetiva separação do biogás, da água residual e da lama; a lama anaeróbia deve apresentar uma boa capacidade de sedimentação, e principalmente, deve desenvolver uma lama (biomassa) de elevada atividade, na forma de flocos ou de grânulos (1 a 5 mm de diâmetro); a água residual deve ser introduzido na parte inferior do reator.

O desempenho do reator dependerá da sua capacidade de reter a biomassa em seu interior. De acordo com Foresti et al (1999), um dos principais atrativos da tecnologia UASB como principal unidade de tratamento biológico de águas residuais urbanas deve-se, principalmente, à constatação de que a fração considerável do material orgânico (em geral próxima de 70%) pode ser removida, nessa unidade sem o gasto de energia ou adição de substâncias químicas auxiliares. O emprego de um processo anaeróbio é muito favorecido na ocorrência de temperaturas acima de 20 °C na água residual, sendo que o parâmetro cinético afetado é a velocidade específica de utilização de substrato (Miki 2010).

### 2.2.1.1 Fatores ambientais que afetam o processo anaeróbio

Para que o processo anaeróbio apresente uma boa eficiência, é necessário que se observe a relação entre os microrganismos participantes do processo e as condições ambientais necessárias ao seu desenvolvimento. As principais condições ambientais que devem ser controladas para o desenvolvimento da degradação anaeróbia são o pH, a temperatura, a presença de nutrientes e a ausência de materiais tóxicos.

- **pH**

O controlo do pH é de grande importância nos reatores anaeróbios, atuando no sentido de eliminar o risco de inibição das *Archaeas* metanogênicas. Uma alta taxa de metanogênese só ocorre quando o pH se mantém em uma faixa próxima do valor neutro. Um pH menor que 6,3 ou maior que 7,8 provoca uma diminuição rápida na metanogênese (Von Sperling 2001).

- **Temperatura**

A temperatura é um fator ambiental de extrema importância em qualquer processo biológico, tendo influência nas atividades metabólicas da população microbiana, inibindo ou favorecendo seu crescimento.

Em geral, quanto menor a temperatura menor também serão as velocidades de reação, significando numa necessidade de maior tempo para o tratamento anaeróbio. Considerando que a velocidade global de remoção de substrato está associada ao produto da velocidade específica pela concentração de microrganismos ativos no reator, a mesma velocidade de remoção global pode ser atingida a diferentes temperaturas, desde que o sistema mantenha concentrações elevadas de microrganismos.

A temperatura tem ainda grande influência sobre produção de metano, estas encontram-se numa gama muito vasta (15 a 65 °C), no entanto, as bactérias metanogênicas são bastante sensíveis a variações, especialmente a elevações de temperatura.

Portanto o aumento da temperatura acelera o processo, mas aumenta a instabilidade. A taxa de crescimento da população microbiana é superior, mas a taxa de decaimento também é superior (Alves 2003).

- **Nutrientes**

Para que o processo biológico apresente uma boa eficiência, os nutrientes devem ser fornecidos na proporção adequada. Os requisitos nutricionais das populações microbianas podem ser determinados a partir da composição empírica das células microbianas. As águas

residuais, de uma maneira geral, apresentam os diferentes tipos de nutrientes em concentrações adequadas. O azoto é o nutriente necessário em maiores quantidades para o crescimento dos microrganismos. A concentração de fósforo é, geralmente, 1/5 a 1/7 do valor estabelecido para o azoto. As relações utilizadas para águas residuais doméstica, em termos de CQO:N:P, de 1000:5:1 é indicada para degradação de ácidos graxos voláteis (biomassa com baixa produção celular) e, 350:5:1 no caso de degradação de carboidratos (biomassa com alta produção celular) (Campos 1999). Outros nutrientes como enxofre, ferro, cobalto, níquel e molibdênio, são necessários em pequenas quantidades.

#### • Compostos Tóxicos

Alguns tipos de substâncias químicas, como metais pesados e compostos organo-clorados, são tóxicos mesmo em baixas concentrações. Entretanto, no caso de águas residuais domésticas, é muito pouco provável a presença dessas substâncias em concentrações inibidoras. Sulfureto e oxigênio são compostos tóxicos que podem estar presentes nas águas residuais. Se bolhas de ar estiverem no afluente e forem conduzidos para o interior do reator, entrando em contato com a lama metanogénica, pode ocorrer inibição da sua atividade.

### 2.3 Necessidade de pós-tratamento para polimento do efluente anaeróbio

Embora apresente vantagens, o processo anaeróbio tem, ainda, dificuldade em produzir um efluente que se enquadre a padrões usuais da legislação ambiental. O efluente do processo anaeróbio necessita de tratamento posterior para completar a remoção de compostos orgânicos e remover patógenos. Os sistemas de pós-tratamento devem ser simples, de baixo custo, devendo ser concebidos, preferencialmente, em consonância com o conceito básico dos reatores anaeróbios. Alguns tipos de associações dos sistemas de tratamento de águas residuais anaeróbio e aeróbio podem contribuir para a redução de custos operacionais e energéticos do sistema, tornando-se alternativas promissoras, do ponto de vista técnico e econômico.

O pós-tratamento engloba o processo de tratamento por via biológica aeróbia que visa a remoção da matéria orgânica e outros compostos. Como alternativas pesquisadas de processos de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por (Von Sperling 2001), encontram-se sistemas aeróbios e anaeróbios, destacando-se:

- Lagoas de estabilização
- Lamas ativadas
- Biofiltro aerado submerso

- Aplicação no solo
- Filtro anaeróbio
- Reator anaeróbio de leito expandido

### **2.3.1 Processo Aeróbio em Sistemas de Lamas Ativadas**

O processo biológico adotado neste trabalho é do tipo Lamas Ativadas por Arejamento Prolongado, essencialmente pela sua eficiência face ao grau de tratamento exigido pelo projeto. Este sistema garante a remoção biológica dos compostos de carbono e assegura ainda a nitrificação das águas residuais afluentes, minimizando os odores produzidos em todo o processo.

A seleção desse sistema de tratamento de águas residuais atende a diversos fatores, nomeadamente a qualidade do afluente bruto, a qualidade pretendida do efluente final, custos do investimento e custos de exploração. Caracterizado como sistema intensivo, são sistemas que através de apreciáveis consumos energéticos (equipamentos eletromecânicos), utilizam pequenas áreas de implantação por habitante equivalente e tanto mais económico é quanto maior for o número de habitantes equivalentes a tratar num só local, reduzindo os custos de investimento e exploração per capita. Neste caso, este sistema apresenta-se como vantajoso.

O tratamento por lamas ativadas é um processo biológico de biomassa suspensa, no qual, os microrganismos se desenvolvem, removendo os compostos orgânicos dissolvidos, produzindo-se um efluente com uma reduzida concentração em sólidos suspensos, e com concentrações dos restantes parâmetros que permitiram cumprir com as normas de descarga das águas residuais no meio recetor. O seu princípio de funcionamento baseia-se na mistura de uma densa população de microrganismos com a água residual afluente, em condições aeróbias.

Este sistema de tratamento é materializado em três componentes principais: um reator biológico, no qual os microrganismos são mantidos em suspensão; um decantador, onde se dá a separação sólido-líquido; e um sistema de recirculação de lamas ativadas, do decantador secundário ao reator biológico.

No reator biológico são criadas as condições ambientais favoráveis ao desenvolvimento estável de uma população de microrganismos mantida em suspensão por via do sistema de arejamento.

O sistema de arejamento do reator biológico tem como função fornecer oxigénio aos microrganismos, mas também, provocar a agitação do meio líquido, mantendo a matéria em suspensão. Deste modo, é possível assegurar o contato entre a superfície dos flocos e a matéria orgânica.

A concentração de oxigênio dissolvido no reator biológico deve estar entre 1,5 mg/L e 4 mg/L, em toda a área do reator biológico (Metcalf & Eddy 2003).

É nesta fase de tratamento que se consegue remover grande parte da matéria orgânica por ação dos microrganismos, através de oxidação biológica, e do envolvimento de material particulado nos flocos que se vão formando.

À medida que os microrganismos assimilam a matéria orgânica da água residual e se reproduzem, diminui o CBO dessa água residual e aumenta o número ou massa de células vivas no sistema dando origem à produção de lamas.

As lamas formadas no tanque de arejamento apresentando boas características de sedimentação serão separadas em órgão associado a jusante do reator. Um valor da relação “alimento/microrganismo” (A/M) é determinado e um equilíbrio é estabelecido no sistema e lamas em excesso serão produzidas diariamente, sendo extraídas do sistema e submetidas a tratamento adequado. As restantes lamas serão recirculadas para o reator.

Os sistemas de arejamento prolongado desenvolvem-se para valores muito baixos da relação A/M no tanque de arejamento, sendo os microrganismos e a água residual mantidos sob arejamento durante um período elevado. A falta de alimento obriga os microrganismos a metabolizarem o seu próprio material celular ou seja, auto oxidarem-se. A taxa de consumo de oxigênio é baixo porém, a quantidade de oxigênio consumido por unidade de carga orgânica eliminada é mais elevada. A massa de lamas em excesso é mais reduzida comparativamente a outros sistemas, isto porque, através do processo de auto oxidação a matéria orgânica é convertida em produtos estáveis. As lamas em excesso caracterizam-se por elevado grau de estabilização, pelo que são submetidas apenas a operação de secagem.

Na decantação secundária os sólidos suspensos são separados, possibilitando a remoção de lamas em excesso e recircular para o tanque de arejamento. O sucesso da qualidade do sistema de tratamento depende da capacidade de sedimentação do efluente ao decantador. No tanque de arejamento a sedimentação dos sólidos é evitada pela ação de equipamentos de arejamento enquanto o tanque de sedimentação é dimensionado para promover essa operação unitária. Um tempo de retenção adequado permite ao tanque de sedimentação uma boa separação do líquido efluente.

As lamas possuem elevadas quantidades de água, sendo o espessamento utilizado como forma de concentrar os sólidos e reduzir o volume de água.

O tratamento terciário é constituído por processos físicos, a água resultante é sujeita a microtamisagem e a desinfecção através de radiação ultravioleta.

## 2.4 Sistema Combinado dos Processos de Tratamento Anaeróbio e Aeróbio

As principais vantagens do reator UASB estão intimamente ligadas com menor consumo energético e menor produção de lamas, bem como a menor necessidade de nutrientes, comparativamente a um sistema de tratamento por lamas ativadas aeróbias.

Segundo PROSAB (1997), a redução da produção de lamas é de cerca de 50-60% do total produzido num sistema convencional de lamas ativadas e em cerca de 40-50% comparativamente a um sistema de lamas ativadas de arejamento prolongado. O volume de lamas é também minimizado, uma vez que as lamas de UASB são mais concentradas e, portanto, apresentam melhores condições de desidratação (Morais 2013).

No que diz respeito ao consumo energético, uma vez que uma elevada carga CBO é removida no reator UASB, o consumo de oxigénio é apenas para a CBO remanescente e para a nitrificação que, neste caso, é fator predominante no consumo de  $O_2$ , cerca de 2/3 do consumo total. Consegue-se ainda uma redução no volume total das unidades, uma vez que o volume do sistema reator UASB, lamas ativadas, decantador secundário, é inferior ao volume total das unidades do sistema de lamas ativadas convencional (decantador primário, reator aeróbio, decantador secundário, espessador, digestor e unidade de desidratação para as lamas). Como as características de desidratação das lamas produzidas neste sistema são melhores, pode reduzir-se ainda o consumo de produtos químicos para desidratação. A operação do sistema acaba também por ser mais simples, por existirem menos unidades e equipamentos (Morais 2013).

Em contrapartida, existe uma menor capacidade para remoção biológica de nutrientes devido à diminuição da razão entre matéria orgânica, azoto e fósforo disponíveis, uma vez que o reator UASB retira grande parte do carbono orgânico e quase não afeta a concentração de nutrientes.

A alternativa aqui proposta é bastante promissora e foco de várias pesquisas recentes e que está começando a ser implantada em escala real, é a de lamas ativadas como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios tipo UASB. Neste caso, ao invés de se ter o decantador primário, tem-se o reator anaeróbio. A lama aeróbio excedente gerado nas lamas ativadas, ainda não estabilizado, é enviado ao reator UASB, onde sofre adensamento e digestão, juntamente com a lama anaeróbia. Como este caudal de retorno da lama aeróbia excedente é bem baixa, comparada com o caudal afluente, não há distúrbios operacionais introduzidos no reator UASB. O tratamento de lama é bastante simplificado pois não há necessidade de espessadores e digestores, havendo apenas a etapa de desidratação. A lama mista retirada do

reator anaeróbio, digerido e com concentrações similares às de uma lama efluente de espessadores, possui ainda ótimas características para desidratação.

#### 2.4.1 Remoção de Nutrientes

As *Nitrosomonas* são bactérias nitrificantes, que desempenha um papel importante no ciclo do azoto, no qual transforma o amoníaco em nitrito. E as *Nitrobacter* ou *Nitrobactéria* é um género de bactérias que oxidam os nitritos a nitratos, esta ação é chamada de nitrificação.

O crescimento específico das *Nitrobacter* é maior do que o crescimento específico das *Nitrosomonas* e, portanto, não há acúmulo de nitritos nos sistemas de tratamento se as condições forem adequadas para o crescimento das *Nitrobacter*. A velocidade de crescimento das *Nitrosomonas* controla geralmente a reação global de nitrificação. Estas reações geram biomassa associada ao crescimento das *Nitrosomonas* e das *Nitrobacter*. O crescimento específico das *Nitrosomonas* é de 0,05 a 0,29 mg SSV/mg NH<sub>3</sub> oxidado a NO<sub>2</sub> (Nitrito) e para as *Nitrobacter* de 0,02 a 0,08 mg SSV/mg NO<sub>2</sub> oxidado a NO<sub>3</sub> (Nitrato) (Von Sperling 2001). O crescimento de novas células no processo nitrificação encontra-se associado a um aumento dos Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) no licor misto. As bactérias nitrificantes obtêm uma quantidade de energia pequena da oxidação da amónia, resultando na formação lenta de uma nova população de SSV. A velocidade de crescimento das bactérias nitrificantes nas lamas ativadas é muito mais baixa do que as das bactérias heterotróficas. Por isso, as condições para o máximo crescimento destas bactérias devem ser mantidas. A baixa capacidade de crescimento e a consequente dificuldade em formar flocos pode levar a que estas sejam lavadas do sistema, comprometendo a eficiência da nitrificação. Para que a nitrificação ocorra sem problemas nos sistemas de biomassa suspensa, é necessário que (Von Sperling 2009):

- A biomassa seja retida no sistema o tempo suficiente para se conseguir uma população de bactérias nitrificantes estável capaz de desenvolver e manter o processo;
- O Tempo de Retenção Hidráulico (TRH) seja suficiente para que a biomassa possa reagir com a quantidade de resíduos que aflui ao sistema.

#### 2.4.2 Produção e Remoção de Lama

Como a eficiência dos processos biológicos está ligada à quantidade de células vivas, atuantes no processo, os sistemas de tratamento mantêm o afluente em um meio rico em biomassa ativa de forma lama ou biofilme: um processo biológico é considerado eficiente e econômico se puder ser operado com baixos tempos de detenção hidráulica e tempos de retenção de sólidos suficientemente longos para permitir o crescimento de microrganismos. Portanto a lama é uma ferramenta para os processos de tratamento biológico de águas residuais e seu excesso passa a ser considerado um resíduo. O momento e as condições em que a lama em



excesso, devido ao crescimento da biomassa, deixa de ser uma ferramenta para se transformar em resíduo, depende da tecnologia do sistema de tratamento de água residual e de sua operação.

## 2.5 Valorização dos subprodutos

As águas residuais urbanas são um dos tipos de biomassa utilizado para produzir energia, pois a biomassa é caracterizada por toda matéria orgânica, quer seja de origem vegetal quer humana, que pode ser utilizada como fonte de energia. Logo o biogás é um gás combustível, produto final da conversão anaeróbia da matéria orgânica, que pode ser purificado até à qualidade do gás natural, para utilização como biocombustível. São considerados biocombustíveis, no âmbito da legislação aplicável, os combustíveis líquidos ou gasosos produzidos a partir de biomassa e utilizados nos transportes (DGEG).

A composição típica do biogás é cerca de 60% de metano, 35% de dióxido de carbono e 5% de uma mistura de outros gases. A Tabela 2-1 apresenta uma visão geral da gama dos gases constituintes do biogás.

*Tabela 2-1 - Composição dos gases constituintes do biogás (Cabrita 2015)*

Gás	Símbolo	%
Metano	CH <sub>4</sub>	50 - 75
Dióxido de carbono	CO <sub>2</sub>	25 - 45
Vapor de água	H <sub>2</sub> O	1 - 2
Monóxido de carbono	CO	0 - 0,3
Azoto	N <sub>2</sub>	1 - 5
Hidrogênio	H <sub>2</sub>	0 - 3
Sulfureto de hidrogênio	H <sub>2</sub> S	0,1 - 0,5
Oxigênio	O <sub>2</sub>	vestígios

### 2.5.1 Biogás x Biometano

Como já referido anteriormente o biogás produzido pode ter diversas aplicações: queimado no local e produção de energia elétrica para consumo nas próprias instalações e/ou venda á rede, ou ainda purificado e injetado na rede de gás natural (GN). Para usufruir desta alternativa energética, existem diversas tecnologias para efetuar a conversão energética do biogás. Este vai estar sujeito a diferentes níveis de exigência, mediante a aplicação final à qual se destina. Entende-se por conversão energética o processo que transforma um tipo de energia em outro.

Quando se aproveita o biogás como fonte de energia os principais processos são: caldeiras de combustão, cogeração em motor de combustão e a purificação à biometano. O produto de cada processo do aproveitamento, do biogás gerado na conversão biológica de digestão anaeróbia do tratamento de águas residuais, está representado na Figura 2-2 a seguir.

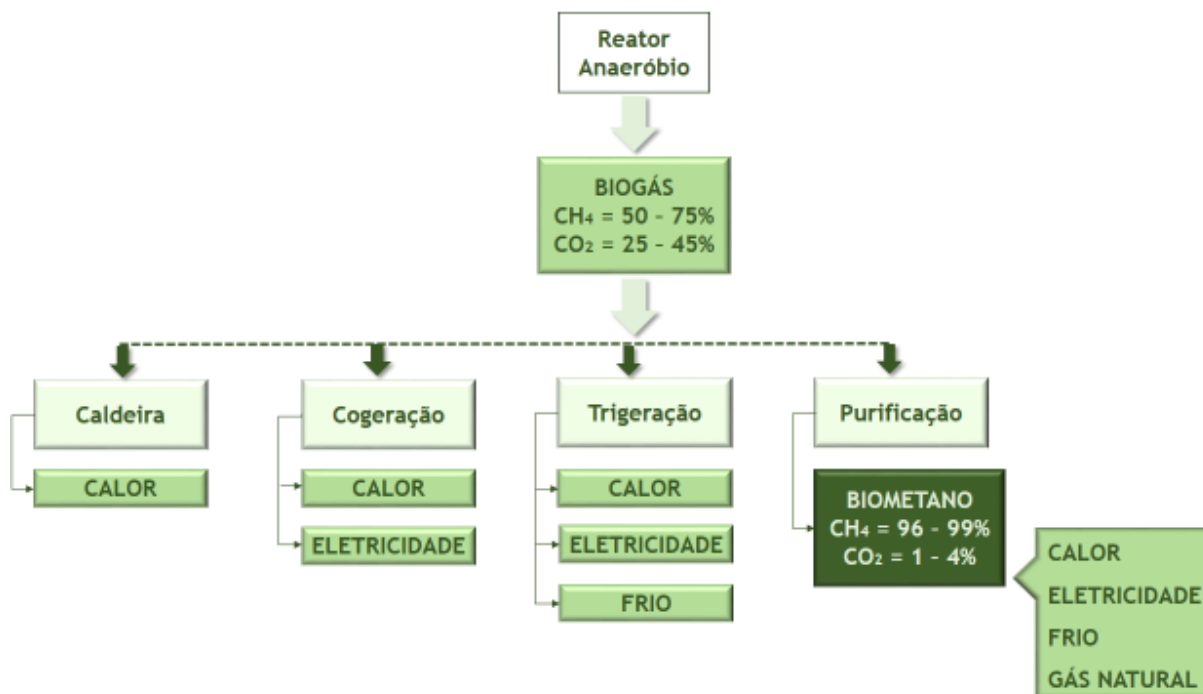


Figura 2-2 - Diagrama dos processos e produtos do aproveitamento do biogás.

Pode-se verificar que no caso do aproveitamento do biogás gerado, as alternativas de aplicação limitam-se à energia térmica e elétrica, comparativamente à aplicação do biometano.

Como mencionado anteriormente muitas ETAR's a nível nacional já fazem o aproveitamento desta forma de energia, a finalidade mais comum é produzir eletricidade e calor, através da cogeração. A eletricidade é consumida e/ou vendida à rede, no que diz respeito ao calor, este é essencialmente para consumo interno, tal como aquecimento dos reatores, aquecimento de águas e aquecimento ambiente. De acordo com a AIE-Task 37 da BIOENERGIA, em Portugal ainda não existem unidades comerciais de purificação de biometano a partir de biogás.

A cogeração ou produção combinada de calor e eletricidade (CHP) é a geração simultânea de energia térmica e de eletricidade ou de energia mecânica, usando combustíveis fósseis ou renováveis, na maioria dos casos gás natural, carvão, biomassa e biogás. A cogeração economiza energia como resultado da produção simultânea de eletricidade e calor no local (Institute 2014). A recuperação do calor útil residual de eletricidade gerada no local é a vantagem principal que resulta em benefícios económicos das unidades de cogeração de

elevada eficiência. Para retirar vantagem deste processo, é necessário ser um grande consumidor de calor (particularmente como parte do processo) ou consumidores de calor próximos do local de produção do biogás. Caso contrário, a eficiência energética global limita-se apenas ao rendimento elétrico do motor-gerador. Na Figura 2-3 apresenta-se um sistema de cogeração por motor a gás onde se pode verificar a geração dos tipos energia.

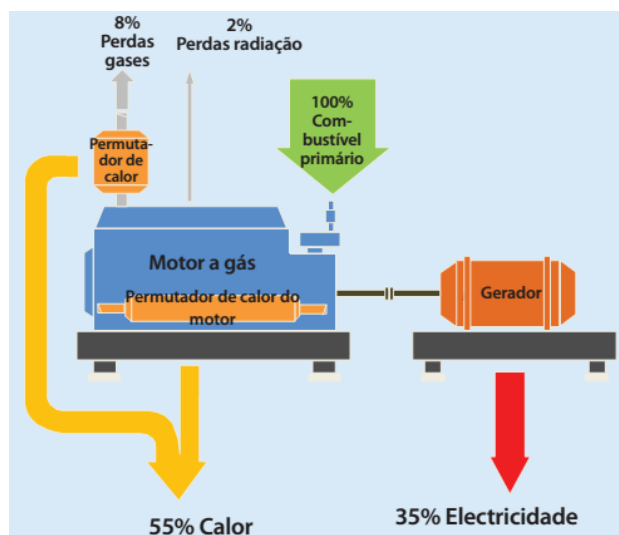


Figura 2-3 - Valorização do biogás por cogeração Institute (2014)

Logo, verifica-se que a conversão do biogás em energia elétrica é de cerca de 35%, outros 65% é convertido em energia térmica.

Segundo a Agência Internacional de Energia (AIE) - Tarefa 37 da Bionergia, existem atualmente 197 unidades comerciais de obtenção de biometano a partir da purificação do biogás na Europa (Cabrita 2015).

A princípio, o biometano pode ser utilizado para as mesmas aplicações do gás natural, se a composição final estiver em conformidade com a qualidade do gás natural no mercado. Portanto, ele pode ser utilizado como um substituto para os combustíveis líquidos de transporte, para produção combinada de calor e eletricidade (CHP) ou apenas calor.

Para injetar biogás na rede GN ou para usá-lo como combustível para veículos, o biogás deve ser purificado e pressurizado. A purificação do biogás se dá pela remoção do dióxido de carbono contido no biogás para elevar seu valor energético, além de outros componentes que são considerados como impurezas e podem ser nocivos caso não sejam removidos.

Como apresentado na Tabela 2-1, a composição do biogás é variável pois depende da biomassa, sendo a sua caracterização importante para definir o sistema de purificação mais adequado, em particular para eliminar o sulfureto de hidrogénio, diminuir a quantidade de vapor de água e remoção dos siloxanos.

O biogás contém vestígios de ácido sulfídrico que surgem durante os processos anaeróbios de matéria orgânica. Uma pequena quantidade de ácido sulfídrico no biogás é extremamente corrosiva para a maioria dos equipamentos, como caldeiras e tubagens, e mesmo equipamentos de produção de energia. Além de destruir equipamentos, o ácido sulfídrico é prejudicial à saúde, pois pode ser letal mesmo em baixas concentrações, além de exalar um odor desagradável de ovo podre. Como tal, a redução do teor em sulfureto de hidrogénio é particularmente importante para diminuir a agressividade do biogás, em termos de deterioração de tubagens e motores e também prevenir a formação de atmosferas tóxicas (Monte 2010). Em um purificador de água o sulfureto de hidrogénio é geralmente separado em conjunto com dióxido de carbono. Para outras tecnologias, é necessário um dispositivo de remoção de  $H_2S$  externa. Normalmente, este é um filtro de carvão ativado, mas outras tecnologias também existem no mercado (Thrän 2014) .

O biogás deve ter uma humidade relativa inferior a 60% para evitar a formação de condensado nas condutas que a transportam (Deublein 2008). Este condensado, particularmente em combinação com outras impurezas, provocam corrosão nas paredes da tubulação. A redução do vapor de água contribui para melhorar a combustão e até mesmo na queima do biogás evitando que a chama se apague. Além disso, se o objetivo da purificação for à sua injeção na rede de distribuição de gás natural ou à sua utilização como combustível de veículos, uma secagem é categoricamente necessária de acordo com muitos regulamentos europeus. Muitas vezes, o teor em água do biogás tem de ser reduzido antes da purificação adicional, por exemplo, por meio de absorção a jusante dos processos anaeróbios.

Vários compostos de silício, os siloxanos, formam um grupo separado de materiais presentes no biogás. Siloxanos podem particularmente ser encontrados em cosméticos, detergentes, tintas de impressão e materiais de construção, e, portanto, em resíduos domésticos e resíduos das águas, que é direcionado para a estação de águas residuais (Deublein 2008). Os siloxanos não são decompostos, e durante a digestão anaeróbia, volatilizam e acabam por permanecer no biogás. A combustão destes gases produzem um silício microcristalino, cuja dureza leva à abrasão das superfícies dos motores. Os compostos voláteis de silício incrustam-se nos motores, caldeiras, entre outros equipamentos, contribuindo para uma deterioração dos motores e mau funcionamento dos equipamentos. Segundo Thrän (2014), resultados preliminares sugerem que estes devem ser efetivamente separados por mais tecnologias de purificação, sendo necessária uma investigação mais detalhada para a verificação.

Existem diferentes sistemas utilizados para a remoção de dióxido de carbono. Os processos podem ser diferenciados por absorção e adsorção, bem como processos baseados em separação por membrana ou separação criogénica. As principais tecnologias de remoção desses compostos do biogás são (Thrän 2014):

- Separação com adsorção por variação de pressão (*Pressure Swing Adsorption - PSA*)
- Separação com água pressurizada (*Water Scrubber - WS*)
- Separação física (*Physical absorption*)
- Separação com aminas (*Chemical absorption*)
- Separação por membranas (*Membrane separation*)
- Separação criogénica (*Cryogenic separation*)

As informações de desempenho das diferentes tecnologias são resumidas na Tabela 2-2. Informações mais detalhadas e atualizadas sobre as diferentes tecnologias usadas para purificação de biogás podem ser encontrada na literatura (Bauer et al. 2013a) conforme recomendado pelo relatório AIE Tarefa 37 (Miele, Silva et al. 2015)

*Tabela 2-2- Desempenho e propriedades das tecnologias de purificação do biogás*

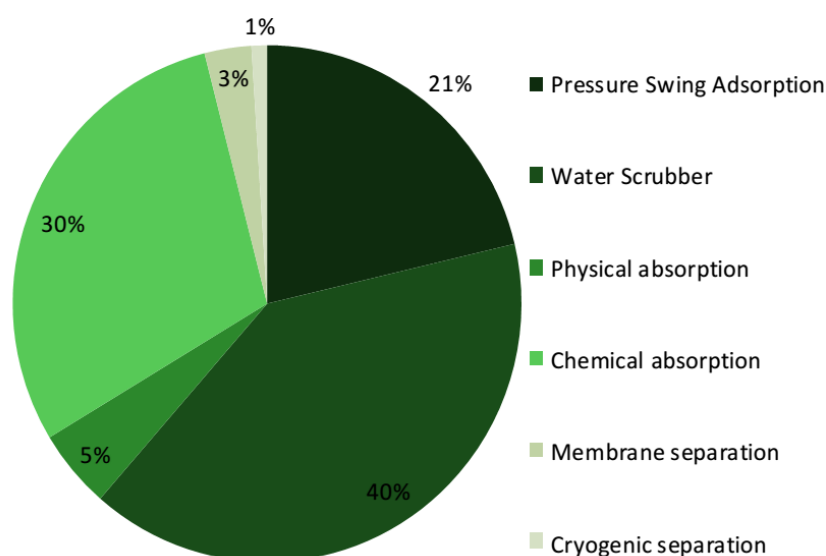
Parâmetro	WS	PSA	Membrane separation	Chemical absorption	Physical absorption
CH <sub>4</sub> no gás produzido	96 - 98%	96 - 98%	96 - 98%	96 - 99%	96 - 98%
Remoção de H <sub>2</sub> S	Sim	Externo	Externo	Externo/ Sim	Externo
Remoção de H <sub>2</sub> O	Externo	Sim	Sim	Externo	Externo

Verifica-se que em todas as tecnologias o rendimento de purificação está acima dos 96%. Quanto á remoção do sulfureto de hidrogênio a tecnologia de purificação a partir da separação com água pressurizada (WS), é capaz de separá-lo em conjunto com o dióxido de carbono. Para as outras tecnologias, é necessário um dispositivo de remoção de externa. Já em relação a remoção de vapor de água, com exceção das tecnologias de separação com adsorção por variação de pressão e por membranas, para as outras é necessário uma remoção preliminar externa. A separação criogénica é uma tecnologia em desenvolvimento capaz de separar todos os compostos podem ser separados neste processo, tais como água, sulfureto de hidrogênio, siloxanos e azoto (Thrän 2014). Uma vez que esta ainda é uma tecnologia em desenvolvimento não foi incluída na Tabela 2-2.

De acordo com o estudo publicado pela AIE da Bioenergia, o consumo de eletricidade para as diferentes tecnologias é bastante semelhante, geralmente entre 0,2 e 0,3 kWh/Nm<sup>3</sup> biogás bruto, exceto para o purificador com amina, que tem consumo de eletricidade em torno de 0,10-0,15 kWh/Nm<sup>3</sup>. O consumo de energia elétrica exato dependerá de vários parâmetros, tais como o tamanho da unidade, a pressão no sistema, o projeto específico e, em alguns casos, da temperatura exterior (principalmente purificadores por separação física) e a concentração de metano no biogás bruto (principalmente PSA). O purificador com amina

ainda tem um consumo adicional em torno 0,5-0,6 kWh/Nm<sup>3</sup> pois este sistema necessita de calor. Devido à estreita relação com o mercado de gás natural, as unidades de energia do biometano são normalmente dado em Nm<sup>3</sup> ou kWh (1 Nm<sup>3</sup> de biometano normalmente contém 10 kWh de energia, equivalente a 36 MJ).

As primeiras plantas de purificação de biogás foram construídos da década de 80 e um pouco mais na década de 90, mas foi em 2006 que o desenvolvimento realmente decolou, especialmente na Alemanha. As tecnologias de purificação de separação com adsorção por variação de pressão (PSA) e separação com água pressurizada (WS) foram as mais utilizadas no mercado desde o começo. A partir de 2009, separadores químicos com amina aumentaram sua participação no mercado. Os desenvolvimentos mais recentes indicam que a tecnologia de membrana irá ganhar uma maior participação no mercado nos próximos anos. A participação no mercado das diferentes tecnologias é mostrado na Figura 2-4.



*Figura 2-4 - Participação no mercado em 2014 das diferentes tecnologias usadas para purificação do biogás, de acordo com a informação recolhida pela Associação Europeia de biogás (EBA)(Przadka 2015)*

### 2.5.2 Produção Lama

As lamas resultantes dos processos de tratamento das águas residuais apresentam elevado potencial de valorização, sendo as formas mais comuns a valorização energética e a valorização agrícola (como corretivo agrícola). No que diz respeito ao seu aproveitamento energético, este é feito através de um processo de digestão anaeróbia das lamas, que faz parte da linha de tratamento de lamas nas ETAR, no qual é produzido biogás que pode ser utilizado para produção de energia.

## 3 Metodologia

O presente estudo visou avaliar a eficiência de um sistema de tratamento de águas residuais que combina os processos (a) anaeróbio em reator UASB, como etapa principal e (b) aeróbio em sistema de lamas ativadas, como pós-tratamento.

Utilizando dados reais de águas residuais da cidade do Porto, efetuou-se um dimensionamento preliminar dos principais órgãos de tratamento e equipamentos. A metodologia utilizada neste estudo foi baseada na literatura científica disponível.

Para a elaboração da ETAR virtual, as características das águas e as eficiências dos processos são condições necessárias para a aproximação do estudo à realidade. Para isto foi considerado o caudal a tratar, a qualidade da água afluenta pré-tratada e a qualidade da água que se deseja obter.

Com isto, pretende-se analisar a eficiência do tratamento que o processo combinado permite alcançar, quantificar a produção de subprodutos e identificar as respetivas estratégias de valorização, visando a minimização do consumo energético.

### 3.1 Elaboração do sistema de tratamento da ETAR virtual

O sistema de tratamento da ETAR virtual em estudo destina-se exclusivamente ao tratamento de águas residuais urbanas com características domésticas. A elaboração do estudo baseou-se no conhecimento da captação da rede de águas residuais domésticas, obtidas a partir dos registos dos serviços de exploração do sistema existente.

A estação de tratamento de águas residuais virtual foi projetada para atender um equivalente populacional de 200.000 habitantes, com capacidade média de 417 L/s. Os principais parâmetros que compõe as águas residuais domésticas e que são utilizados para caracterizar as condições de afluência quantitativa e qualitativa à ETAR, tipicamente são, a carência bioquímica de oxigénio (CBO), a carência química de oxigénio (CQO), os sólidos suspensos totais (SST), o azoto (N), o fósforo (P). Estes servem de base para o dimensionamento da mesma. Para efeitos de dimensionamento na Tabela 3-1, a seguir, estão descritos as condições de afluência e os dados base à ETAR.

Tabela 3-1 Dados base de afluência à ETAR

Dados base	Valor
População, hab	200000
Capitação, L/(hab·d)	180
Caudal médio afluente, m <sup>3</sup> /d	36000
SST, g/(hab·d)	80
CBO, g/(hab·d)	60
CQO, g/(hab·d)	125
NTK, g/(hab·d)	12
PT, g/(hab·d)	1,5

O sistema combinado em estudo é constituído pelas seguintes etapas:

- Igualização;
- Tratamento principal: reator anaeróbio;
- Pós-tratamento, reator anóxico-aeróbio e decantador.

Na Figura 3-1 é apresentado um fluxograma da ETAR virtual com os órgãos de tratamento e os circuitos hidráulicos associados.

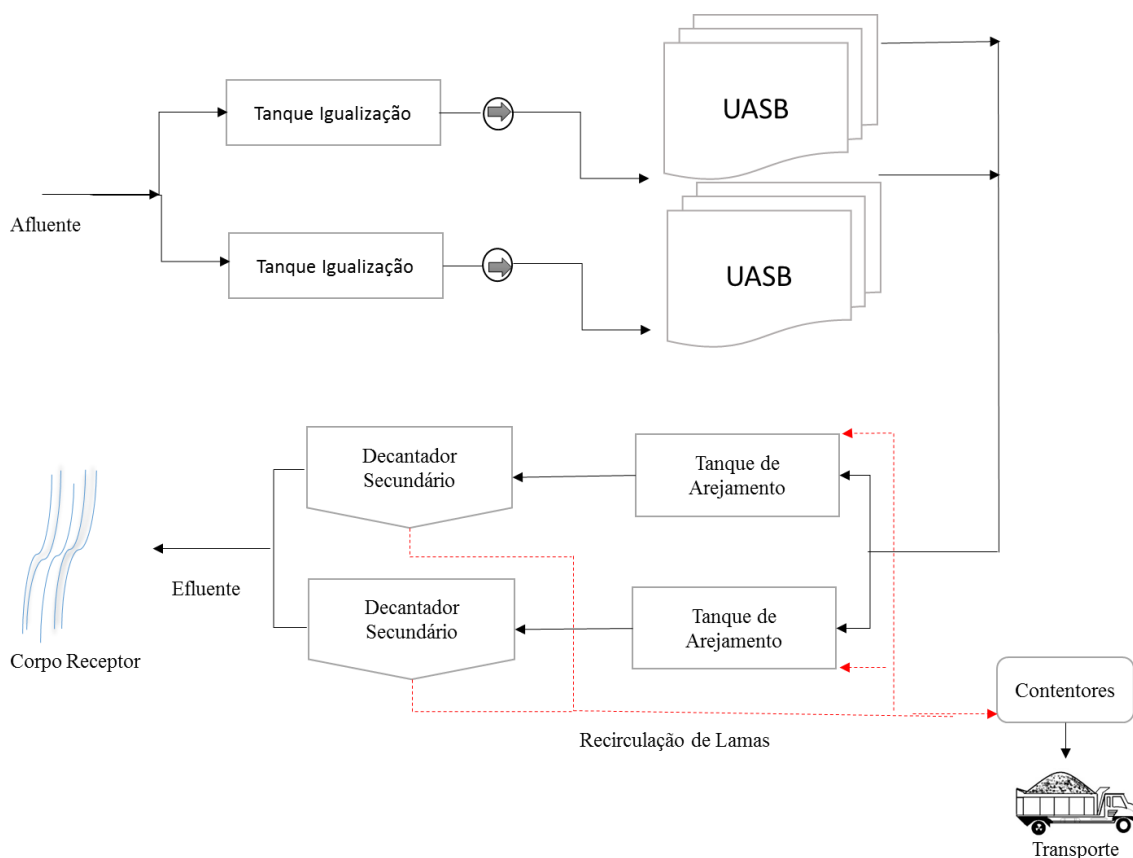


Figura 3-1 - Fluxograma da ETAR Virtual

As concentrações e cargas de poluentes no afluente que será submetido aos tratamentos propostos são calculadas com base nas eficiências de remoção da etapa de um pré-



tratamento. As eficiências de remoção de SST, CBO, CQO e NTK assumidas no pré-tratamento, são respetivamente 55%, 10%, 15% e 2%. Na Tabela 3-2 são apresentados os valores calculados de afluência ao sistema combinado.

*Tabela 3-2 - Concentrações e cargas poluentes afluentes*

Parâmetro	Concentração, mg/L	Carga, kg/d
SST	200	7200
CBO	300	10800
CQO	590	21250
NTK	65	2352
PT	8	300

O efluente à saída da etapa final de tratamento da ETAR deverá satisfazer as condições previstas na Tabela 3-3, a que se referem aos requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas em zonas sensíveis com capacidade superior a 100 000 habitantes equivalentes.

*Tabela 3-3 - Condições do efluente a saída da etapa final de tratamento*

Parâmetro	Concentração
SST	35 mg/L
CBO	25 mg O <sub>2</sub> /L
CQO	125 mg O <sub>2</sub> /L
NT	10 mg N/L
PT	1 mg P/L

Fonte: adaptado de Decreto-Lei nº 152/97

### 3.2 Pré-dimensionamento dos órgãos principais de tratamento e equipamentos essenciais

Para a conceção da ETAR virtual foi necessário definir critérios e parâmetros para que se obtivessem valores (áreas, volumes, caudais, potências, entre outros) que permitam o dimensionamento dos diferentes órgãos visando obter resultados da solução de tratamento que atenda as condições definidas pelos estudos.

O dimensionamento hidráulico de uma estação é de extrema importância e deve garantir por exemplo que o caudal de entrada nas unidades do processo não exceda durante os períodos de maior caudal, não ocorra o transbordo de tanques e canais e que as bombas estejam bem dimensionadas.

Num sistema construído por gravidade, a diferença de nível tem de ser superior às perdas de carga da tubagem e as etapas que utilizem a bombagem a energia providenciada tem de ser

suficiente para ultrapassar a diferença de nível e as perdas de carga, contínuas e localizadas. As bombas centrífugas submersíveis serão utilizadas na bombagem de efluente pré-tratado e bombas submersíveis de tipo air-lift utilizadas para recirculação de lamas e remoção de lamas em excesso. Para recirculação interna da etapa de desnitrificação anóxica são utilizadas bombas submersíveis equipadas com impulsores do tipo vórtex.

Um tanque de igualização num sistema de tratamento é necessário para populações de grande dimensão, devido aos hábitos diários mais repartidos ao longo do dia e também pela existência de sistemas elevatórios. A metodologia utilizada para o dimensionamento do tanque de igualização é encontrada no Anexo I.

#### ➤ Reator Anaeróbio - UASB

Apresentam-se a seguir os fatores a considerar no projeto de reatores UASB tratando águas residuais urbanas de natureza doméstica. Critérios específicos foram adotados em função da característica do efluente em termos de composição e temperatura.

Os principais critérios que devem ser considerados no projeto de dimensionamento do reator UASB, recomendado por Metcalf & Eddy, (2003), são: carga orgânica volumétrica, volume do reator, velocidade ascendente, características físicas incluindo a distribuição do afluente e sistema de coleta de gás.

Uma ampla revisão de considerações de dimensionamento para reatores UASB foram consultadas para que fosse possível definir os critérios adotados neste trabalho.

O volume do reator UASB foi baseado na carga orgânica volumétrica. Define-se carga orgânica volumétrica como a quantidade (massa) de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator por unidade de volume deste:

$$COV = \frac{Q \cdot S}{V} \quad (3.1)$$

em que:

COV: carga orgânica volumétrica (kg CQO/m<sup>3</sup>/d)

Q: caudal (m<sup>3</sup>/h)

S: concentração do substrato afluente ao reator (kg CQO/m<sup>3</sup>)

V: volume do reator (m<sup>3</sup>)

Como as águas residuais domésticas são relativamente diluídas (geralmente menor que 1000 mg CQO/L), a carga orgânica volumétrica a ser aplicada, recomendada em função de uma temperatura na faixa de 20 °C, situa-se na ordem de 2 a 4 kg CQO/m<sup>3</sup>/d (Von Sperling 2009), para águas residuais domésticas, os valores recomendados estão expostos na Tabela 3-4. Dessa forma, conhecendo-se o caudal e a concentração da água residual afluente e

admitindo-se uma determinada carga orgânica volumétrica (COV) de projeto, o volume do reator pode ser calculado por meio da Equação 3.2, rearranjada como a seguir.

$$V = \frac{Q \cdot S}{COV} \quad (3.2)$$

De notar que estas expressões são aplicadas apenas ao volume útil do reator, ou seja, ao volume correspondente ao leito de lamas e biomassa ativa.

*Tabela 3-4 - Gama de valores recomendados de carga orgânica volumétrica em função da temperatura*

Temperatura, °C	Carga orgânica volumétrica, kg CQO/m <sup>3</sup> /d
15	2 - 3
20	2 - 4
25	4 - 8
30	8 - 12
35	12 - 18
40	15 - 24

Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy (2003).

A velocidade ascensional, baseado no caudal e na área do reator, é um parâmetro crítico no dimensionamento pois velocidades elevadas resultam na perda de biomassa do sistema reduzindo a estabilidade do processo. De acordo com a bibliografia, os valores recomendados para velocidades ascendentes assim como as respetivas alturas para reatores UASB tratando águas residuais domésticas, estão expostos na Tabela 3-5.

A velocidade ascensional do fluxo é calculada a partir da relação entre o caudal afluyente e a secção transversal do reator, como a seguir:

$$v = \frac{Q}{A} \quad (3.3)$$

em que:

$v$ : velocidade ascendente do fluxo, ou velocidade ascensional (m/h)

Q: caudal (m<sup>3</sup>/h)

A: área da secção transversal do reator (m<sup>2</sup>)

Desta forma, a dimensão do reator determina-se rearranjando a equação anterior.

$$A = \frac{Q}{v} \quad (3.4)$$

*Tabela 3-5 - Velocidades do fluxo ascendente e altura do reator recomendadas para projeto de reatores UASB, no tratamento de águas residuais domésticas*

Parâmetro	Gama
Velocidade, m/h	0,8 - 1
Altura, m	3 - 5

Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy (2003).

O tempo de retenção hidráulica é outro parâmetro de fundamental importância por motivos já mencionados anteriormente na seção 2. Para temperaturas médias próximas a 20 °C, tem-se adotado tempos de retenção hidráulica da ordem de 10 a 14 horas para o caudal médio. A seguir, a Tabela 3-6 expõe valores de TRH, para o projeto de reatores UASB tratando águas residuais domésticas.

Dessa forma, conhecendo-se o caudal de águas residuais afluente e o volume do reator, o tempo de retenção hidráulico  $\theta_h$  pode ser determinado por meio da razão destes parâmetros, como demonstrado a seguir:

$$\theta_h = \frac{Q}{V} \quad (3.5)$$

*Tabela 3-6 - Tempos de retenção hidráulica aplicados a reatores UASB com aproximadamente 4 m de altura*

Temperatura, °C	Tempo médio, h	Tempo mínimo <sup>a</sup> , h
16 - 19	10 - 14	7 - 9
22 - 26	7 - 9	5 - 7
> 26	6 - 8	4 - 5

Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy (2003).

<sup>a</sup>: Picos temporários (com duração entre 2 a 4 horas)

A distribuição do afluente dentro do reator UASB também é outro fator importante. A tecnologia UASB se processa de modo que o fluxo de entrada da água residual seja feito de forma mais distribuída possível em sua superfície de baixo. A remoção de excesso lama também deve ser feita de forma uniforme. Chernicar et al (1999) citaram recomendações sobre os sistemas de distribuição de entrada no UASB.

### ▪ Produção de Lama

Uma das vias de conversão da matéria orgânica no tratamento anaeróbio é a sua utilização para o crescimento bacteriano. A lama biológica que cresce e acumula no reator deve ser removidas com uma determinada frequência. Diante das baixas taxas de crescimento das bactérias anaeróbias a produção de lamas resultante também são baixas. Segundo Chernicharo *et al.* (1999), a produção de lama esperada nos reatores ocorre em torno de 0,10 a 0,20 kg SST/kg CQO<sub>aplicada</sub>, configurando como uma das principais vantagens dos processos anaeróbios em relação aos aeróbios.

As vantagens relativas às lamas provenientes de reatores UASB estão relacionadas com o tempo de retenção da biomassa no sistema de tratamento desta maneira possibilitando um elevado grau de estabilização. Lamas estáveis apresentam baixa fração de material biodegradável e alta atividade metanogénica, cuja estabilidade também depende do tempo de permanência no reator onde, quanto menor o tempo de permanência, maior será a produção de metano por unidade de biomassa. Outra vantagem é a elevada concentração de sólidos, o que possibilita o descarte de volumes menores de lamas (Campos, 1999).

A estimativa da produção de lamas em reatores UASB é realizada através da equação a seguir:

$$P_{lama} = Y \cdot CQO_{aplicada} \quad (3.6)$$

em que:

$P_{lama}$ : produção de lamas em excesso no sistema (kg SST/d)

$Y$ : produção específica de sólidos no sistema (kg SST/kg CQO<sub>aplicado</sub>)

$CQO_{aplicada}$ : carga orgânica afluyente ao sistema (kg CQO<sub>aplicado</sub>/d)

Da mesma maneira é possível obter a produção volúmica através da seguinte equação:

$$V_{lama} = \frac{P_{lama}}{\gamma \cdot C} \quad (3.7)$$

em que:

$V_{lama}$ : produção volúmica de lamas no sistema (m<sup>3</sup>/d)

$\gamma$ : densidade das lamas (kg/m<sup>3</sup>)

$C$ : concentração de sólidos nas lamas (%)

Os valores usualmente utilizados na estimativa de produção de lamas foram citados por Chernicharo *et al.* (1999) e estão demonstrados na Tabela 3-7, a seguir.

*Tabela 3-7 - Valores típicos no tratamento de águas residuais domésticas*

Parâmetros	Gama
Produção específica de sólidos, kg SST/kg CQO <sub>aplicado</sub>	0,1 - 0,2
Densidade das lamas, kg/ m <sup>3</sup>	1.020 - 1.040
Concentração de sólidos, %	3 - 5

#### ▪ Produção de Biogás

O gás produzido a partir da decomposição anaeróbia em meio líquido é composto pelos produtos típicos dessa atividade bacteriana: CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>. Uma avaliação simplificada da produção de biogás pode ser estimada a partir da remoção de matéria orgânica, expressa em termos de CQO. No entanto, a CQO removida não é toda convertida em metano, parte será utilizada para a produção de biomassa.

A utilização do material orgânico pelas bactérias, também chamada de metabolismo bacteriano, ocorrem por meio de dois mecanismos distintos, um deles é o anabolismo onde as bactérias heterotróficas usam o material orgânico como fonte material para a síntese de material celular, resultando no aumento da massa bacteriana. O outro mecanismo, o catabolismo, o material orgânico é usado como fonte de energia por meio de sua conversão em produtos estáveis, liberando energia, parte da qual é usada pelas bactérias no processo de anabolismo (Chernicharo, 1999).

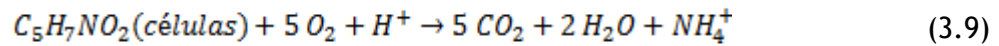
Grande parte dos produtos da digestão anaeróbia é constituída por gases, sobretudo o metano e o dióxido de carbono, estes se desprendem da água formando uma fase gasosa, o biogás.

A produção de metano a partir da remoção de matéria orgânica, expressa em termos de CQO, é determinada a partir da relação estequiométrica a seguir:



Cada mole, 22,4 L, de metano, em condições normais de temperatura e pressão (CNTP: T = 273,15 K e P = 1 atm), é equivalente a 2 moles de oxigênio ou 64 g CQO/mol CH<sub>4</sub> (2\*32 g O<sub>2</sub>). Assim 1 g de CQO será convertido teoricamente em 0,35 L CH<sub>4</sub> formado/g CQO removido. Este valor deve ser corrigido em função da temperatura.

No caso da biomassa, a massa de sólidos voláteis pode suspensos pode relacionar-se com o valor de CQO através da equação de oxidação da biomassa celular:



A massa de células e de oxigénio relacionadas estequiometricamente nesta equação são, 113 g e 160 g respetivamente. Logo, teoricamente, 1 g de células corresponde a 1,42 g de CQO.

Assim, de maneira simplificada, a produção de biogás pode ser descrita da seguinte forma:

$$P_{gás} = M \cdot (CQO_{removido} - 1.42 \cdot Y \cdot CQO_{aplicada}) \quad (3.10)$$

em que:

$P_{gás}$ : produção de biogás (m<sup>3</sup>/d)

$M$ : fator de conversão do metano (m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> /g CQO<sub>removido</sub>)

$CQO_{removido}$ : carga orgânica removida do sistema (kg CQO<sub>removida</sub>/d)

1.42: fator de conversão da biomassa em CQO equivalente (kg CQO<sub>removida</sub>/kg SST)

$Y_{X/S}$ : produção específica de biomassa do sistema, em termos de CQO que toma valores entre 0,11 a 0,23 kg SST/kg CQO<sub>aplicada</sub>

$CQO_{aplicada}$ : carga orgânica afluenta ao sistema (kg CQO<sub>aplicada</sub>/d)

#### ➤ Reator Aeróbio - Lamas Ativadas

Em termos de instalação, o processo de tratamento biológico por lamas ativadas em regime de baixa carga será equipado com tanques de reação, equipamentos de arejamento e mistura, equipamento para separação de biomassa, equipamento para recirculação de lamas e equipamento para remoção de lamas em excesso. Na Figura 3-2 representa-se o sistema do pós-tratamento proposto, considerando que na configuração do sistema combinado, o fluxograma deve incluir, à montante, o reator UASB.

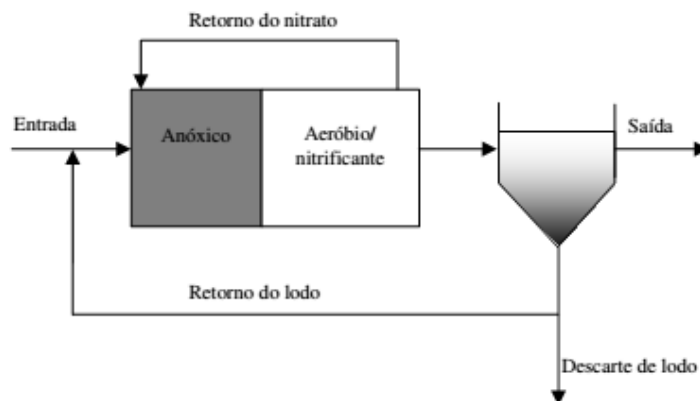


Figura 3-2 - Esquema do processo para a remoção biológica de azoto (Fonte: Metcalf & Eddy, 2003).

A saída dos reatores UASB, os efluentes dirigem-se graviticamente para cada uma das duas linhas de tratamento existentes.

A divisão dos caudais é realizada por descarregadores de repartição instalados a montante de cada linha. Cada linha de tratamento é constituída por dois reatores em série, o primeiro em condição anóxica e o segundo em condição aeróbia.

No primeiro reator, onde as condições anóxicas são mantidas, é instalado um agitador. A passagem para o compartimento aeróbio será feita por meio de rasgos existentes na parede que divide os reatores. No reator aeróbio o arejamento é realizado por meio de ar difuso, através de difusores no fundo do tanque.

As lamas sedimentadas no decantador secundário são posteriormente, recirculadas para montante do reator anóxico, de forma a manter a população microbiana a uma concentração requerida para assegurar a continuidade do tratamento.

A recirculação das lamas ativadas para montante do reator, é efetuada por meio de um grupo elevatório, instalado num poço de bombagem onde também se encontraram bombas para remoção de lamas biológicas em excesso. O caudal de lamas recirculadas será objeto de determinação. A recirculação de nitratos poderá variar de 100 a 400% do caudal médio diário, e é feita do tanque aeróbio para montante do tanque anóxico através de bombagem. O caudal de nitratos a recircular será objeto de medição.

O dimensionamento do processo de lamas ativadas atuando como pós-tratamento do efluente do reator UASB tem como objetivo determinar o volume dos reatores, o consumo de oxigênio, potência dos compressores de ar e a produção e remoção de lama. Na Tabela 3-8, mostram-se os principais critérios de projeto para o dimensionamento de reatores de lamas ativadas de arejamento prolongado com pré-desnitrificação.



*Tabela 3-8 - Critérios de dimensionamento para o reator anóxico e reator aeróbio em regime de arejamento prolongado*

Parâmetro	Anóxico	Aeróbio
Concentração de lamas em arejamento, mg MLVSS/L	-	3000 - 5000
Idade de lamas, d	-	12 - 20
Tempo de retenção hidráulica, h	0,5 - 6	12 - 24
Razão de recirculação, %	250 - 400	50 - 150
Potência de mistura, W/m <sup>3</sup>	8 - 13	-
OD, mg/L	-	2

FONTE: Metcalf & Eddy (2003), Von Sperling (2009).

O dimensionamento pode ser feito com base na CQO ou na CBO, a escolha do parâmetro depende da maior familiaridade do projetista. No presente estudo adota-se a CBO como parâmetro.

O volume do reator aeróbio do tanque de arejamento pode ser calculado com base no conceito da relação A/M, de acordo com a Equação 3.11.

$$V = \frac{S_0 \cdot Q}{A/M \cdot X} \quad (3.11)$$

em que,

V: Volume do reator aeróbio do tanque de arejamento (m<sup>3</sup>)

S<sub>0</sub>: concentração de CBO afluente ao tanque de arejamento (mg/L)

Q: caudal afluente ao tanque de arejamento (m<sup>3</sup>/d)

A/M: carga orgânica mássica (kg CBO/ kg MLVSS/ d)

X: concentração de sólidos voláteis suspensos no tanque de arejamento (microrganismos) (kg MLVSS/m<sup>3</sup>)

A carga orgânica mássica define a quantidade de CBO aplicada ao volume do tanque de arejamento diariamente. Este parâmetro é o mais importante no dimensionamento, operação e controle de uma ETAR, pois definem o estado de atividade dos microrganismos. Em geral um valor reduzido resulta num elevado grau de tratamento, com tempo de retenção hidráulica mais prolongado, maior volume do tanque de arejamento e consequentemente um maior consumo de energia para arejamento. Este parâmetro é mantido dentro de uma gama específica de acordo com os objetivos do tratamento em termos de remoção de CBO, nitrificação e estabilização de lamas.

A quantidade de alimento,  $A$ , ou seja, o fluxo mássico ao tanque de arejamento, é determinada pelo caudal,  $Q$ , e a concentração de CBO. A quantidade mássica de microrganismos,  $M$ , disponíveis para decomposição da CBO afluente é representada pelo peso do material volátil,  $MV$ , suspenso no tanque, designado como *MLVSS (Mixed Liquor Volatile Suspended Solids)* e é determinado pelo volume do tanque e a concentração de lamas no tanque. Portanto a carga orgânica volúmica pode se estimada de acordo com Equação 3.12.

$$\frac{A}{M} = \frac{Q \cdot S_0}{V \cdot X} \quad (3.12)$$

O valor típico da razão  $A/M$  no tratamento de águas residuais domésticas é da ordem de 0,04 a 0,1 kg CBO/kg MLVSS/d (Metcalf & Eddy, 2003),

O tempo de retenção hidráulica resultante do tanque de arejamento é:

$$\theta_h = \frac{V}{Q} \quad (3.13)$$

#### ▪ Consumo de Oxigénio

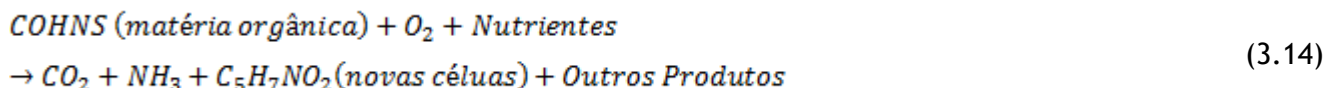
Quanto ao dimensionamento do sistema de arejamento, calcula-se a necessidade teórica de oxigénio, tendo em conta a oxidação de CBO, a oxidação de azoto amoniacal, a respiração endógena das lamas ativadas e a recuperação de oxigénio via desnitrificação

Em águas residuais predominantemente doméstico, 75% dos sólidos em suspensão e 40% dos sólidos dissolvidos são de natureza orgânica, geralmente uma combinação de carbono, oxigénio, hidrogénio e azoto. Os principais grupos de substâncias orgânicas encontradas nessas águas são carboidratos (25 a 50%), proteínas (40 a 60%) e óleos e graxas (10%). Outros compostos orgânicos sintéticos são encontrados em menor quantidade como detergentes, pesticidas, fenóis, etc. (Metcalf & Eddy, 2003).

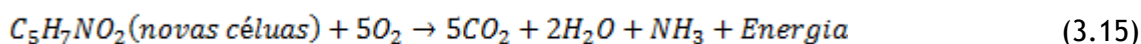
A utilização do material orgânico pelas bactérias aeróbias ocorre pela interação dos mecanismos: (1) o catabolismo e o anabolismo e (2) a endogenia. No catabolismo ocorre a oxidação do material orgânico, no anabolismo há a formação de novas células e na endogenia ou auto oxidação, as bactérias obtém energia através da decomposição do próprio material celular, quando este já se encontra inativo. Os principais produtos formados pela oxidação da matéria orgânica, por bactérias aeróbias são, principalmente, dióxido de carbono, água e amônia.

Conhecendo as reações bioquímicas de decomposição dos compostos orgânicos presentes, a demanda teórica de oxigênio pode ser determinada a partir da relação estequiométrica, conforme ilustrado a seguir:

(1) Oxidação e síntese:

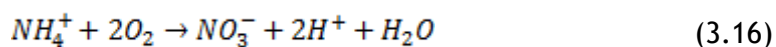


(2) Respiração endógena:



A oxidação biológica do azoto amoniacal em sistemas de tratamento se dá pelo processo nitrificação, tendo como produto final o nitrato. Na nitrificação, bactérias autotróficas oxidam o azoto amoniacal a nitritos através da ação bioquímica de bactérias como as do gênero *Nitrossomonas* e posteriormente a nitratos por bactérias como as do gênero *Nitrobacter*. Ambos os gêneros *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* somente desenvolvem atividade bioquímica na presença de oxigênio dissolvido, isto é, são aeróbios obrigatórios (Campos 1999).

Por este motivo, a nitrificação impõe ao sistema de lamas ativadas um consumo de oxigênio adicional àquele necessário à oxidação de material orgânico. Pela reação estequiométrica global da nitrificação pode ser observado que na oxidação de 1 mol de amônia (14g N) há consumo de 2 moles de oxigênio (64 g O<sub>2</sub>) ou seja 4,57 g O<sub>2</sub>/ g N.



Em termos de equipamento e instalação o tipo de arejamento adotado é o sistema de arejamento por ar comprimido utilizando compressor de ar e uma grelha de difusores. Este sistema é muito eficaz quando a altura da água é relativamente elevada e o ar injetado na forma de bolha fina, além de também garantir uma mistura homogênea em toda a área do tanque biológico.

#### ▪ Produção de Lamas

As lamas são constituídas por duas fases distintas, nomeadamente a humidade e a matéria seca, sendo esta última formada pelos sólidos voláteis (orgânicos) e pelos sólidos fixos

(inorgânicos). As lamas produzidas no tratamento de efluentes domésticos são constituídas por 70 a 80% de material volátil.

A estimativa da produção de lamas excedentes em reatores de lamas ativadas pode ser realizada através da equação a seguir:

$$P_{lama} = \frac{Y \cdot CBO_{removida}}{SSV/SST} \quad (3.17)$$

em que:

$P_{lama}$ : produção de lamas em excesso no sistema (kg SST/d)

$Y$ : produção específica de lama biológicas no sistema (kg SSV/kg  $CBO_{removida}$ )

$CBO_{removida}$ : carga orgânica removida do sistema (kg  $CBO_{removida}$  /d)

$SSV/SST$ : relação entre sólido volátil ( $MLVSS$ ) e sólido total ( $MLSS$ )

De forma a possibilitar uma concentração constante de lamas no tanque de arejamento é fundamental assegurar um caudal de recirculação de lamas desde os decantadores até aos tanques biológicos. A lama decantada nos decantadores retorna ao tanque de arejamento como forma de reativação da população bacteriana. Este retorno se dá na entrada do tanque onde a lama em fase endógena se mistura ao efluente rico em poluente, mantendo assim a relação adequada de alimento/microrganismo e aumentando a eficiência do processo.

O caudal de recirculação é função da concentração de lamas no tanque de arejamento e da concentração de lamas na recirculação. A concentração de lama aeróbia excedente é a mesma da lama de recirculação, já que a lama excedente é retirada da recirculação.

O caudal de recirculação é estimado a partir da equação a seguir.

$$Q_r = \frac{Q \cdot X}{(X_r - X)} \quad (3.18)$$

em que:

$Q_r$ : caudal de recirculação ao tanque de arejamento ( $m^3/d$ )

$Q$ : caudal afluente ao tanque de arejamento ( $m^3/d$ )

$X$ : concentração de sólidos voláteis suspensos no tanque de arejamento (kg  $MLVSS/m^3$ )

$X_r$ : concentração de sólidos voláteis suspensos na recirculação (kg  $SSV/m^3$ )

#### ➤ Reator Anóxico - Lamas Ativadas

A metodologia utilizada no dimensionamento do reator anóxico é baseada na remoção da carga de azoto e foi realizado segundo alguns parâmetros recomendados por Metcalf & Eddy (2003).

A estimativa da remoção do azoto é efetuada de acordo com a Equação 3.19, assume-se que cerca de 12,4% do azoto são requerido para a síntese da biomassa, portanto 0,12 g N/g de biomassa também são removidos da estimativa.

$$NO_x = NTK - N_e - 0,12 \cdot \frac{P_x}{Q} \quad (3.19)$$

em que:

$NO_x$ : azoto oxidado a nitrato (mg N/L)

NTK: concentração de NTK afluente ao sistema (mg NTK/L)

$N_e$ : concentração de azoto amoniacal no efluente (mg  $NH_4$ -N/L)

$P_x$ : produção de lamas voláteis no sistema, biomassa (kg MLVSS/d)

$Q$ : caudal afluente ao tanque de arejamento ( $m^3/d$ )

A recirculação interna de nitratos efetuada do reator aeróbio para o reator anóxico, é dada pela Equação 3.20.

$$R_i = \frac{NO_x}{N_e} - 1,0 - R \quad (3.20)$$

em que:

$R_i$ : razão de recirculação interna

$R$ : razão de recirculação ao tanque de arejamento

Logo é possível calcular o caudal interno ( $Q_i$ ) pela Equação 3.21, que corresponde ao caudal de nitrato ao tanque anóxico.

$$Q_i = (R_i + R) \cdot Q \quad (3.21)$$

Por fim, o volume do reator foi calculado com base na carga de azoto removido e na taxa específica de desnitrificação.

$$V = \frac{N_e}{Y \cdot X} \quad (3.22)$$

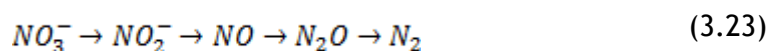
em que:

$V$ : volume do reator anóxico ( $m^3$ )

$N_e$ : carga de azoto no reator anóxico (kg  $NO_3$ -N/d)

$Y$ : remoção específica de nitratos por bactérias desnitrificantes no sistema (g  $NO_3$ -N<sub>reduzido</sub>/g MLVSS/d)

Em ambiente anóxico, o nitrato, ou o nitrito, é reduzido para azoto molecular, tendo-se material orgânico como redutor e bactérias heterotróficas mediando o processo. Estas bactérias utilizam os nitratos em alternativa ao oxigénio como fonte de energia, tendo como produto final da reação o azoto molecular ( $N_2$ ) – que se desprende como gás da fase líquida. É então neste ambiente anóxico que ocorre a desnitrificação. As reações de redução do nitrato seguem a seguinte sequência (Metcalf, et al., 2003):



Quando no sistema de lamas ativadas ocorrem o processo de desnitrificação, o consumo de oxigénio para a nitrificação é reduzido porque na desnitrificação há recuperação de parte do oxigénio consumido na nitrificação.

A Tabela 3-9 apresenta os valores típicos da necessidade teórica de oxigénio, aplicados no dimensionamento de sistemas de lamas ativadas com arejamento prolongado e desnitrificação.

*Tabela 3-9 - Dados da necessidade de oxigénio para o sistema de arejamento adaptado de Metcalf & Eddy (2003)*

Parâmetro	Unidade	Valor
Consumo específico de oxigénio para remoção de CBO	g $O_2$ /g CBO removida	0,75
Consumo específico de oxigénio para nitrificação	g $O_2$ /g N oxidado	4,57
Consumo específico de oxigénio para respiração endógena	g $O_2$ /g MLVSS/d	0,12
Eficácia de recuperação de oxigénio via desnitrificação	g $O_2$ /g NTK removido	2,86

A necessidade teórica de oxigénio foi convertida para a necessidade de campo com o ajuste para a temperatura mais desfavorável, a altitude, a solubilidade de oxigénio e a concentração máxima de oxigénio dissolvido nos tanques de arejamento.

#### ➤ Decantador - Lamas Ativadas

No decantador se dá a separação sólido-líquido, os sólidos suspensos são separados, possibilitando a remoção de lamas em excesso e recircular para o tanque de arejamento.

O efluente proveniente do tanque de arejamento irá passar graviticamente em direção aos decantadores secundários que estão instalados numa cota inferior. Por meio de bombas uma fração das lamas extraídas são recirculadas para o tanque de arejamento e a outra fração para tratamento da fase sólida.

O decantador secundário pode ser dimensionado tendo em consideração a carga hidráulica, calculando-se assim a área superficial necessária a partir da razão entre o caudal afluente diário e a carga hidráulica.

Segundo o conceito de carga superficial máxima de sólidos, a área superficial requerida é função da carga de sólidos afluentes aos decantadores. Para o cálculo da área tem-se a equação a seguir.

$$\text{Área} = \frac{(Q + Q_r) \cdot \text{MLSST}}{\text{CSS}} \quad (3.24)$$

em que:

**Área**: área superficial total baseada na carga de sólidos (m<sup>2</sup>)

**Q**: Caudal de afluência (m<sup>3</sup>/h)

**Q<sub>r</sub>**: Caudal de recirculação (m<sup>3</sup>/h)

**MLSST**: concentração de sólidos totais no tanque de arejamento (kg MLSS/m<sup>3</sup>)

**CSS**: carga superficial máxima de sólidos (kg MLSS/m<sup>2</sup>/h)

O sucesso da qualidade do sistema de tratamento depende da capacidade de sedimentação do efluente ao decantador. No tanque de arejamento a sedimentação dos sólidos é evitada pela ação de equipamentos de arejamento enquanto o tanque de sedimentação é dimensionado para promover essa operação unitária. Um tempo de retenção adequado permite ao tanque de sedimentação uma boa separação do líquido efluente.

## 4 Resultados

Os resultados apresentados a seguir correspondem ao tratamento combinado com reator UASB seguido de sistema de Lamas Ativadas em regime de arejamento prolongado com etapa anóxica para desnitrificação.

Esses resultados foram obtidos com os cálculos de dimensionamento das etapas de: equalização, reator anaeróbio e reator anóxico/aeróbio, conforme descrito na metodologia

### ➤ Tanque de Igualização

O tanque de equalização foi dimensionado com o objetivo de garantir uma alimentação contínua ao reator UASB. A Tabela 4-1 apresenta os resultados obtidos recorrendo a metodologia descrita no Anexo I deste trabalho. O volume necessário para a equalização foi efetuada por método gráfico recorrendo a um diagrama que ilustra o volume diário acumulado em função da hora do dia.

*Tabela 4-1- Dimensões do tanque de equalização*

Parâmetro	Valor
Volume total de equalização, m <sup>3</sup>	9100
Altura total de tanque, m	6
Área superficial total necessária, m <sup>2</sup>	1820
Largura, m	30
Comprimento, m	60
Potência específica de mistura, W/m <sup>3</sup>	10
Potência específica da bomba, W/m <sup>3</sup>	12

Nos cálculos de dimensionamento do tanque adotou-se o caudal médio (1500 m<sup>3</sup>/h) considerando 24 horas de funcionamento dos equipamentos de mistura e de elevação. Para elevação do caudal afluente aos reatores UASB, neste tanque serão necessárias seis bombas centrífugas de modelo submersa com caudal de 250 m<sup>3</sup>/h, mais uma reserva. A potência instalada do motor de cada bomba são de 18 kW, representando uma potência consumida de 2.592 kWh/d. Para elevação do caudal à tratar no sistema combinado são necessários 72 Wh por volume de água afluente à ETAR.

Quanto aos agitadores serão utilizados seis agitadores mecânicos submersíveis, a potência necessária para impedir a sedimentação de sólidos no tanque é de 15 kW cada. Assumindo um funcionamento de 24 horas por dia, a potência consumida diariamente será de 2.160 kWh. Na Tabela 4-2 encontram-se os valores dos equipamentos necessários para a etapa de equalização da ETAR virtual.



Tabela 4-2 - Dimensionamento dos equipamentos instalados

Parâmetro	Equipamentos	
	Bomba	Agitador
Número de equipamentos a instalar	6	6
Caudal, m <sup>3</sup> /h	250	5 250
Altura manométrica, m	11,1	-
Potência do motor instalado, kW	18	15
Número de horas de funcionamento, h/d	24	24
Potência consumida, kWh/d	2592	2160

O resultado de cálculo apresentou uma base necessária para o dimensionamento da ETAR virtual.

A Figura 4-1 mostra as posições ideais para os agitadores, com objetivo de obter melhor homogeneização.

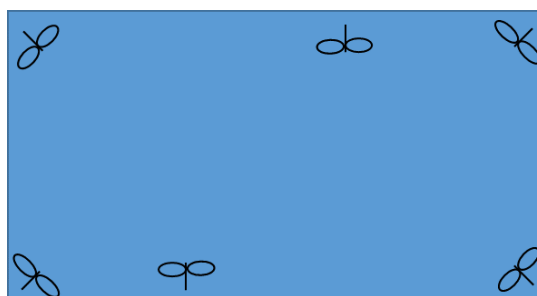


Figura 4-1 - Instalação dos agitadores

#### ➤ Reator UASB

O reator anaeróbio instalado, do tipo fluxo ascendente e manta de lama, atua como etapa principal do tratamento. Este foi dimensionado em função de uma temperatura de operação na faixa dos 20°C e do caudal (1500 m<sup>3</sup>/h). O afluente a tratar tem características resultantes da eficiência da etapa de pré-tratamento e a concentração do substrato afluente ao reator é de 590 mg/L, conforme Tabela 3-2 apresentada no início desse capítulo.

Para o tratamento do afluente foram instalados seis reatores UASB de dimensões retangulares. Campos (1999) indica reatores retangulares quando o atendimento é para populações maiores, como no caso desse estudo. As principais características do reator UASB são apresentadas na Tabela 4-3, e referem-se ao compartimento de digestão.

A carga orgânica volumétrica adotada foi de 3 kg CQO/m<sup>3</sup>/h, recorrendo a Equação 3.2 obteve-se um volume total de 7.083 m<sup>3</sup>, considerando seis reatores o volume unitário será de 1.119 m<sup>3</sup>.

Não se apresentam aqui o dimensionamento do separador trifásico e dos sistemas de distribuição de entrada no UASB, o qual é amplamente coberto em Campos (1999).

*Tabela 4-3 - Dimensões principais do reator UASB*

Parâmetro	Valor
Carga orgânica volumétrica, kg CQO/m <sup>3</sup> /d	3,0
Velocidade ascendente do fluxo, m/h	0,7
Volume útil, m <sup>3</sup>	7083
Volume por reator, m <sup>3</sup>	1190
Área superficial unitária, m <sup>2</sup>	360
Altura do volume líquido, m	3,3
Largura, m	36
Comprimento, m	60
Tempo de retenção hidráulica, h	5

Com base na Equação 3.4 e adotando um valor de 0,7 m/h para a velocidade do fluxo ascendente conforme recomendações da Tabela 3.5, a área superficial total necessária obtida foi de 2.160 m<sup>2</sup>, sendo a área superficial por reator de 360 m<sup>2</sup>.

O tempo de retenção hidráulico de 5 horas foi obtido recorrendo a Equação 3.5, resultando num tempo de retenção hidráulica bem reduzido comparativamente ao que é recomendado para a temperatura de operação em torno de 20 °C em reatores UASB com aproximadamente 4 m de altura conforme Tabela 3.5.

#### ▪ Produção de lama

Recorrendo a Equação 3.6 e adotando uma produção específica de sólidos no sistema de 0,1 kg de sólidos suspensos por kg CQO aplicado obteve-se uma produção de sólidos no sistema de 1.381 kg SST/d. Na Tabela 4-4 são apresentados os dados calculados da produção de lamas no reator UASB.

*Tabela 4-4 - Dados produção de lamas reator UASB*

Parâmetros	Valor
Produção específica de sólidos, kg SST/kg CQO <sub>aplicado</sub>	0,1
Carga de CQO aplicado, kg CQO/ d	13813
Produção de sólidos no sistema, kg SST/d	1381
Densidade das lamas, kg/ m <sup>3</sup>	1040
Concentração de sólidos, %	5
Caudal de lama, m <sup>3</sup> /d	27

Da mesma maneira é possível obter a produção volúmica através da Equação 3.7, adotando uma concentração de sólidos totais na lama excedente de 5% e considerando uma densidade das lamas produzidas de  $1040 \text{ kg/m}^3$ , o caudal de lama anaeróbio excedente é de  $27 \text{ m}^3/\text{d}$ .

#### ▪ Produção de Gás

A produção de gás foi calculada de forma simplificada conforme descrito na Equação 3.10. Com base na atividade metanogénica foi definido uma produção específica de  $0,11 \text{ kg SST/kg CQO}_{\text{aplicada}}$ , o fator de conversão do metano foi corrigido para a temperatura operacional do reator ( $20^\circ \text{C}$ ) e os resultados de volume de metano produzido podem ser verificado na Tabela 4-5, e referem-se a carga de CQO afluyente ao reator de convertida em metano.

*Tabela 4-5 - Dados da produção de metano no reator UASB*

Parâmetro	Valor
Produção específica de biomassa, $\text{kg SST/kg CQO}_{\text{aplicada}}$	0,11
Fator de correção p/ temperatura operacional do reator, $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg CQO}_{\text{removido}}$	0,38
Carga de CQO convertida em metano, $\text{kg CQO/d}$	13813
Produção de biogás, $\text{m}^3/\text{d}$	3997
Concentração de metano no biogás, %	65
Produção de metano, $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{d}$	2598

Seguidamente, com os dados obtidos foi possível estimar o potencial energético do processo de tratamento anaeróbio. Assumindo um conteúdo energético de  $50 \text{ kJ/g}$  de  $\text{CH}_4$  foi possível estimar a produção de energia diária, conforme os dados apresentados na Tabela 4-6

*Tabela 4-6 - Dados do potencial energético*

Parâmetro	Valor
Densidade do metano a $20^\circ \text{C}$ , $\text{kg/m}^3$	0,60
Potencial de energia, $\text{kJ/g}$	50
Produção de energia, $\text{GJ/d}$	78,6
Potencial energético, $\text{kWh/d}$	21826

Logo, o valor estimado da produção de energia diária foi de  $21.286 \text{ kWh}$ .

#### ➤ Lamas Ativadas

Para o dimensionamento da etapa de lamas ativadas, atuando como pós-tratamento do efluente do reator UASB, determinou-se as dimensões do reator, o consumo de oxigênio, a potência do sistema de arejamento e a produção e remoção de lamas excedentes.

O afluyente ao sistema de lamas ativadas é o efluente do reator UASB. Considerou-se as eficiências de remoção de 70% dos SST e também da CBO e de 65% e 5% da CQO e do NTK,

respetivamente. Na Tabela 4-7, apresentam-se as concentrações e as cargas afluentes ao processo de lamas ativadas.

*Tabela 4-7 - Concentrações e cargas poluentes afluentes ao pós-tratamento*

Parâmetro	Concentração, mg/L	Carga, kg/d
SST	60	2160
CBO	90	3240
CQO	207	7438
NTK	62	2234

Adotando-se eficiências típicas para o sistema combinado, UASB e lamas ativadas, na Tabela 4-8 tem-se as seguintes estimativas para as concentrações e cargas no efluente final da ETAR virtual:

*Tabela 4-8 - Eficácia do sistema, concentrações e cargas efluentes ao pós-tratamento*

Parâmetro	Eficiência, %	Concentração, mg/L	Carga, kg/d
SST	90	6	216
CBO	95	5	162
CQO	75	52	1859
NTK	90	6	223
PT	31	6	208

O dimensionamento do reator aeróbio foi realizado com base na carga de CBO do efluente resultante do tratamento anaeróbio e no conceito da relação A/M. Recorrendo a Equação 3.11 e adotando uma concentração de microrganismo no sistema de lamas ativadas da ordem de 2500 mg MLVSS/L e uma carga orgânica mássica (A/M) no valor de 0,075 kg CBO/kg MLVSS/d.

Como o processo do tipo arejamento prolongado tem como principal característica a operação em regime de baixa carga, foi assumida uma reduzida relação diária de alimento/microrganismo para atender aos objetivos do tratamento em termos remoção de CBO, nitrificação, desnitrificação e estabilização de lamas.

Quanto ao dimensionamento do reator anóxico este foi realizado com base na carga de azoto à ser removido do sistema. Para isso estimou-se o azoto oxidado no reator aeróbio que representa a quantidade necessária de azoto a ser removido do sistema, antes que este seja despejado no corpo recetor.

Considerou-se dois reatores anóxico e dois aeróbios, a seguir na Tabela 4-9, apresentam-se as dimensões dos reatores do processo.

Tabela 4-9 - Dimensões principais do processo de lamas ativadas

Parâmetro	Anóxico	Aeróbio	Total
Volume útil, m <sup>3</sup>	5733	17316	23049
Volume unitário, m <sup>3</sup>	2867	8658	11525
Área superficial unitária, m	637	1924	2561
Altura, m	4,5	4,5	4,5
Largura unitária, m	26	26	26
Comprimento unitário, m	25	74	99
Tempo de retenção hidráulica, h	4	12	15

Adotando-se uma altura de 4,5 metros para ambos os reatores, tem-se uma área superficial total de 5.122 m<sup>2</sup>.

Devido ao regime de baixa carga, verifica-se um tempo de retenção hidráulica mais prolongado comparativamente ao reator anaeróbio, fator que ocasiona um elevado consumo de energia para arejamento.

Para o dimensionamento do tanque anóxico estimou-se a concentração de azoto convertido a nitrato e adotou-se a concentração padrão de nitrato no efluente no valor de 10 mg/L. A partir destes dois parâmetros foi calculada a razão interna de recirculação, caudal e carga de nitrato ao tanque anóxico. Por fim, o volume do tanque foi calculado com base na taxa específica de desnitrificação em (g N reduzido/g MLVSS/d) e a mesma biomassa (mg MLVSS/L) presente no tanque aeróbio. A Tabela 4-10 apresenta os valores obtidos.

Tabela 4-10 - Parâmetros de recirculação interna de licor misto

Parâmetro	Valor
Taxa específica de desnitrificação, g NO <sub>3</sub> -N <sub>reduzido</sub> /g MLVSS·d	0,09
Azoto oxidado a nitrato, mg NO <sub>3</sub> -N/L	46
Concentração de nitrato no efluente final, mg N/L	10
Caudal recirculação interna, m <sup>3</sup> /d	127801
Carga de azoto no tanque anóxico, kg/d	1278

Quanto aos equipamentos necessários para o processo de desnitrificação na Tabela 4-11, apresentam-se os valores calculados. Foram adotados 2 bombas de recirculação interna e 2 agitadores para cada tanque de arejamento.

Tabela 4-11 - Equipamentos tanque anóxico

Parâmetro	Equipamentos	
	Bomba	Mistura
Número de equipamentos a instalar	4	4
Caudal, m <sup>3</sup> /h	1664	1433
Altura manométrica, m	0,9	-
Potência do motor instalado, kW	7,4	4,8
Número de horas de funcionamento, h/d	24	24
Potência consumida, kWh/d	710	461

#### ➤ Decantador

O parâmetro de dimensionamento adotado foi o da carga superficial máxima de sólidos. Os decantadores são em número de dois e são do tipo circular. A área superficial unitária obtida, segundo o parâmetro assumido de 5 kg SST/m<sup>2</sup>/h, foi de 727 m<sup>2</sup>, conforme apresentado na Tabela 4-12 a seguir.

Tabela 4-12 - Dados do decantador

Parâmetro	Decantador
Volume útil, m <sup>3</sup>	4870
Volume unitário, m <sup>3</sup>	2180
Área superficial unitária, m	812
Altura, m	3
Diâmetro unitária, m	32
Tempo de retenção hidráulica, h	2,0

Logo a área total requerida para os decantadores foi de 1.453 m<sup>2</sup>.

#### ▪ Produção de Lama

Os sólidos em suspensão que não foram removidos no tratamento anterior - reator UASB - são removidos no pós-tratamento. Com base na Equação 3.17 a produção de lamas em excesso foi obtida utilizando o conceito de rendimento bacteriano onde, estimou-se uma produção de 0,64 kg de lamas produzidas por kg de CBO removida. A carga de CBO removida, foi calculada com base na eficiência de remoção de CBO do processo de lamas ativadas, conforme apresentado na Tabela 4-13. Deste modo, a produção diária de lamas biológicas é de 1.970 kg de sólidos voláteis.

Em termos de sólidos totais, a produção de lamas é função da relação SSV/SST. Assumindo que 75% das lamas produzidas correspondem ao material volátil, a produção diária de lamas totais é de 2.624 kg SST.

Tabela 4-13 - Produção de lama em excesso

Parâmetros	Valor
Carga orgânica removida no sistema, kg CBO <sub>removido</sub> /d	3078
Produção específica de lamas voláteis, g SSV/g CBO <sub>removido</sub>	0,64
Produção de lamas voláteis, kg SSV/d	1970
Produção de lamas, kg SST/d	2624
Concentração de sólidos na lama excedente, %	0,87
Densidade das lamas, kg/ m <sup>3</sup>	1000
Caudal de lamas em excesso, m <sup>3</sup> /d	303

A concentração de sólidos totais na lama excedente é de 0,87%, dos quais 75% são orgânicos. Apesar da concentração de sólidos relativamente elevada, o fluxo de lamas recirculadas e excedentes podem ser considerados com características hidráulicas iguais às da água. Portanto considerando uma densidade total das lamas produzidas de 1000 kg/m<sup>3</sup>, o caudal de lama aeróbio excedente é de 246 m<sup>3</sup>/d.

Este caudal é bastante baixo comparado com o caudal afluente ao sistema combinado, representando apenas cerca de 0,68%.

A produção de lamas por habitante é de 13 g/hab/d. Essa gama está em acordo, segundo os parâmetros estudados por von Sperling, et al (2001)

Quanto aos equipamentos utilizados para a recirculação de lamas e remoção de lamas em excesso foram instalados bombas submersíveis de tipo air-lift. O número de bombas instaladas para cada operação está apresentado na Tabela 4-14.

O caudal de recirculação representa 45% do caudal afluente à ETAR, ou seja, 682 m<sup>3</sup>/h. A este caudal foi adicionado um fator de segurança e flexibilidade de 1,25 para o dimensionamento da bomba. A potência do motor de cada bomba selecionada é de 15 kW, funcionando num período de 24 h/d. A potência consumida diariamente pelas duas bombas é de 720 kWh.

Para a remoção da lama em excesso, foram instaladas duas bombas, a potência do motor selecionada é de 1,1 kW cada, representando uma potência consumida de 53 kWh/d.

Tabela 4-14 - Características das bombas de recirculação e remoção de lamas

Parâmetro	Equipamentos	
	Recirculação	Remoção
Número de equipamentos a instalar	2	2
Caudal, m <sup>3</sup> /h	586	8
Altura manométrica, m	3	7
Potência do motor instalado, kW	15	1,1
Número de horas de funcionamento, h/d	24	24
Potência consumida, kWh/d	720	53

### ▪ Consumo de Oxigênio

Para o cálculo do consumo de  $O_2$  necessário para a oxidação do poluente afluente ao reator aeróbio, considerou-se a eficiência de remoção esperada do pós-tratamento (Tabela 3-2). Desta forma obteve-se a quantidade de poluentes removidas no reator aeróbio.

O consumo médio de  $O_2$  adotado para a respiração endógena de uma concentração de microrganismos da ordem de  $2,5 \text{ kg MLVSS/m}^3$  presentes no reator, foi de  $0,12 \text{ kg } O_2/\text{kg MLVSS/d}$ . Esta concentração de lamas biológicas resultou num consumo de  $5195 \text{ kg } O_2/\text{d}$ .

O consumo médio de  $O_2$  para a oxidação da CBO adotado foi de  $0,75 \text{ kg } O_2/\text{kg CBO removida}$ . A carga de CBO removida é de  $3.078 \text{ kg CBO/d}$ . Logo o consumo de  $O_2$  é de  $2.309 \text{ kg } O_2/\text{d}$ .

Para a nitrificação o consumo médio de  $O_2$  adotado foi de  $4,57 \text{ kg } O_2/\text{kg N oxidado}$ . Sendo a carga de NTK removida igual a  $2.011 \text{ kg NTK/d}$ , o consumo de  $O_2$  é de aproximadamente  $6882 \text{ kg } O_2/\text{d}$ .

Observa-se que, diferentemente do tratamento de lamas ativadas como processo principal, neste caso o consumo de  $O_2$  é dominado pela nitrificação, 75%, uma vez que a maior parte da CBO foi previamente removida no reator UASB.

Quanto ao processo de desnitrificação, a eficácia de recuperação de oxigênio adotado foi de  $2,86 \text{ kg } O_2/\text{kg NTK removido}$ . Portanto foi possível reduzir o consumo de  $6.373 \text{ kg}$  de oxigênio diários, recuperando parte do oxigênio consumido na nitrificação.

Este consumo de  $O_2$  é teórico, na Tabela 4-15 apresenta-se o valor do consumo de oxigênio convertida para a necessidade de campo. A necessidade total de oxigênio requerida pelo sistema é de  $14.186 \text{ kg } O_2/\text{d}$ . Logo, a taxa de consumo média de oxigênio é de  $0,8 \text{ kg } O_2/\text{m}^3/\text{d}$ .

*Tabela 4-15 - Necessidade de oxigênio corrigida*

Parâmetro	Valor
Endógena $\text{kg } O_2/\text{d}$	9198
CBO $\text{kg } O_2/\text{d}$	4087
NTK, $\text{kg } O_2/\text{d}$	12184
Desnitrificação, $\text{kg } O_2/\text{d}$	-11283
Necessidade de oxigênio total, $\text{kg } O_2/\text{d}$	14186

Como há dois reatores aeróbios, adotou-se dois sistemas de arejamento por ar comprimido do tipo êmbolo rotativo. A potência de cada compressor de ar é de  $110 \text{ kW}$ , portanto a potência total dos compressores instalados é de  $220 \text{ kW}$ . Na Tabela 4-16, a seguir, encontram-se os valores obtidos do consumo de energia para arejamento.



Tabela 4-16 - Consumo de energia para arejamento

Parâmetro	Valor
Número de equipamentos a instalar	2
Caudal, m <sup>3</sup> /h	3536
Pressão, mbar	521
Potência do motor do compressor escolhido, kW	110
Número de horas de arejamento, h/d	24
Potência consumida, kWh/d	5280

Verifica-se que o consumo diário de energia necessário para o arejamento é de 5.280 kWh/d.

#### 4.1 Estimativa do consumo energético

Em termos de consumo energético na Tabela 4-17, é apresentado um resumo dos principais equipamentos necessários. A partir desses dados foi possível realizar uma estimativa do consumo energético global da ETAR virtual. A necessidade de agitação resulta num consumo energético de 60 Wh por volume de água à tratar.

Tabela 4-17 - Resumo consumo energético

Etapa/ Equipamento	Potência total, kW	Consumo energia, kWh/d	Consumo energético por caudal tratado, Wh/m <sup>3</sup>
Igualização			
Agitador	90	2160	60
Bomba	108	2592	72
Reator Anóxico			
Agitador	19	461	13
Reator Aeróbio			
Compressor de ar	220	5280	147
Bomba	30	710	20
Decantador			
Bomba recirculação	30	720	20
Bomba remoção	2,2	53	1,5
Total	499	11976	333

Verifica-se um consumo de energia de 11.976 kWh/d, logo isso representa um consumo de 333 Wh de energia por volume tratado.

## 4.2 Quantificação dos Subprodutos e Identificação das Estratégias de Valorização

A tecnologia UASB tem como um dos grandes atrativos a menor geração de lama, que é um dos principais itens de custo numa ETE. Na Tabela 4-18 é possível verificar o resumo da produção de lama sistema combinado.

*Tabela 4-18 - Resumo da produção de lama sistema coombinado*

Tratamento	Produção de lamas, kg SST/d	Produção de lamas por carga removida, kg SST/ kg CQO <sub>removida</sub>
UASB	1381	0,10
Lamas Ativadas	2624	0,47

O excesso de lama ativada poderia ser encaminhado para o UASB, que serviria como espessador e digestor desta lama. Investigações realizadas por CASEIRO et al (2007) mostraram a viabilidade de fazer o tratamento da lama excedente de um sistema de lamas ativadas no UASB. Outra abordagem defende a separação desta remoção de lama para



espessamento e posterior mistura com a remoção de lama do UASB (Miki 2010). Assim, uma unidade de espessamento poderia ser vantajoso nesse sistema, sendo aplicado para atingir condições quase anaeróbias antes de alimentar as lamas do decantador secundário ao reator UASB e se necessário para aumentar o teor dos sólidos à saída do UASB, antes da desidratação.

## 4.3 Análise Econômica

Comparando o balanço energético entre os processos aeróbio e anaeróbio tratando um caudal afluyente de 1500 m<sup>3</sup>/d e com uma concentração de 590 mg CQO/L em um reator operando a temperatura de 20 °C é possível obter uma produção energética que assegure a necessidade energética das instalações e ainda comercializar o equivalente a 9.850 kWh/d de energia elétrica

*Figura 4-2- Análise econômica energética do sistema combinado proposto nesse estudo.*

Pode-se perceber que o sistema tem um grande potencial como produtor de energia. Os cálculos mostram que a eletricidade produzida pode ser quase o dobro da eletricidade necessária para arejar os reatores e operar as bombas do sistema.

#### **4.4 Análise da Eficiência na Desnitrificação**

A remoção de azoto do sistema combinado anaeróbio com aeróbio foi devida ao sistema de lamas ativadas uma vez que um reator UASB não remove azoto com eficiência significativa. A remoção de azoto amoniacal não foi suficiente devido a ausência de carbono suficiente para remoção do mesmo.

No processo de desnitrificação, problemática do estudo, deve ser feita uma avaliação da disponibilidade de carbono para verificar a capacidade de desnitrificação, a razão C/N obtida foi de 1,45. De acordo com a literatura, Metcalf por exemplo, recomenda uma razão em termos de C/N igual ou superior a 4.

Segundo a literatura de Von Sperling (2001), uma análise crítica realizada, o reator UASB pode ser utilizado para tratar inicialmente uma parcela da água residual bruta afluyente à ETAR, devendo o restante ser encaminhado diretamente para o pós-tratamento - reator de lamas ativadas com nitrificação e desnitrificação - de modo a se ter matéria orgânica suficiente para a desnitrificação. Assim o reator UASB tem a função de receber e estabilizar a lama gerada no pós-tratamento, eliminando a necessidade de uso de digestor anaeróbio de lamas.

## 5 Conclusões

Comparando o processo combinado com o processo de lamas ativadas, de fato verifica-se uma vantagem em termos energéticos, de lamas geradas e também de área. Porém a eficiência em termos de remoção de azoto não foi suficiente para alcançar a qualidade desejada.

Quando se utiliza o UASB como a primeira unidade de tratamento, praticamente é consumida toda a CQO facilmente degradável do afluente. Já em relação ao material azotado, a remoção é praticamente desprezável no tratamento anaeróbio. E uma das condições para que ocorra a desnitrificação é a presença de um doador de elétron (reduzidor de nitrato) e que pode ser o próprio material orgânico biodegradável. Ou seja, quando se utiliza UASB, é desfavorecida a implantação de uma unidade de desnitrificação, de forma realizar a remoção de azoto. Devem ser estudados novos dispositivos para efetuar esta remoção de forma viável

Como foi apresentado neste trabalho, o gás natural é uma importante fonte de energia renovável apresentando na sua totalidade mais vantagens do que desvantagens. Em muitos países, o biogás desempenha um papel importante no aumento do fornecimento de energia para atender a demanda para aquecimento e eletricidade. Assim também como o biometano, capaz de atender a demanda por combustíveis de transportes. No entanto, a grande maioria destes países possuem infraestrutura adequada para a produção e fornecimento desse tipo de energia.

Como pôde ser verificado o conteúdo energético das águas residuais domésticas é bem elevado e portanto existe um potencial muito grande que não está sendo aproveitado.

As tendências internacionais apontam para o aumento da produção energética a partir das águas residuais, designadamente através da maximização do biogás, de modo a assegurar a necessidade energética das instalações. Num cenário mais avançado, as próprias ETAR's podem assumir o papel de "centros produtores" de energia.

### 5.1 Limitações e Trabalho Futuro

Até o presente, nos sistemas combinados anaeróbio com aeróbio, operados com águas residuais domésticas e fluxo contínuo, os processos de nitrificação e desnitrificação não foram desenvolvidos ou não apresentaram eficiência significativa. Os pesquisadores que trabalharam com esses sistemas abordam a nitrificação como um processo muito difícil e instável devido às características do efluente anaeróbio.

A idéia é que, para montar uma planta em escala grande é necessário complementar o que se faz no tratamento anaeróbio com um pós tratamento. A dificuldade de nitrificação no sistema anaeróbio/aeróbio estendeu o período de elaboração deste trabalho não sendo possível, nesta

fase, aprimorar mais a pesquisa e os conhecimentos sobre o processo em sistemas deste tipo, sendo sugerido um aprofundamento desse aspeto num período posterior.

Quanto à valorização do biogás, salienta-se também as limitações no aproveitamento útil do calor na proximidade do local em que o biogás é produzido, em parte devido à localização isolada destas centrais, associadas a Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), sem consumidores próximos que possam potenciar o aproveitamento do calor gerado para a substituição de consumos térmicos de outras fontes não renováveis. Desta forma, a eficiência deste tipo de valorização pode ser melhor potenciada através da aposta em sistemas de purificação do biogás.

## Referências

- Alves, M. (2003). "Processos Anaeróbios." Licenciatura em Engenharia Biológica.
- Biogas. "The Official Information Portal on Anaerobic Digestion", Consult. 08 Jul. 2015, from <http://www.biogas-info.co.uk/>.
- Cabrita, I., et al. (2015). Desafios e Oportunidades para o Biometano em Portugal. Avaliação do Potencial e Impacto do Biometano em Portugal, LNEG, Lisboa.
- Campos, J. R. (1999). Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro, ABES.
- Catálogo de Bomba submersível de marca CAPRARI para a Estação Elevatória "ELECTRIC SUBMERSIBLE SEWAGE PUMPS".
- Cheng Chia-Yau. Tratamento Preliminar. Apontamentos da disciplina de Tecnologias e Sistemas de Tratamento de Águas I. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. 2013.
- Cheng Chia-Yau. Tecnologias dos Processos de Lamas Ativadas. Apontamentos da disciplina de Tecnologias e Sistemas de Tratamento de Águas II. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. 2013.
- Cheng Chia-Yau. Utilização de Bombas em Engenharia Sanitária. Apontamentos da disciplina de Mecânica dos Fluidos II. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. 2013.
- Deublein, D., Steinhäuser, A. (2008). Biogas from Waste and Renewable Resources.
- DGEG. "Direção Geral de Energia e Geologia." Consult. 08 Jul. 2015, from <http://www.dgeg.pt/>.
- Ferreira, S., N. A. Moreira and E. Monteiro (2009). "Bioenergy overview for Portugal." Biomass and Bioenergy 33(11): 1567-1576.
- Institute, J. S., et al. (2014). COGERAÇÃO - Uma decisão inteligente. C. O. a. D. Europe. <http://www.code2-project.eu/>.
- Metcalf & Eddy, I. (2003). Wastewater engineering: treatment and reuse. New York.
- Miele, M., M. L. B. d. Silva, R. d. S. Nicoloso, J. C. Corrêa, M. M. Higarashi, A. Kunz and A. J.
- Miki, M. K. (2010). "Dilemas do UASB." Revista DAE 183: 25-37.

- Monte, M. M. d. (2010). Contributo para o Estudo da Valorização Energética de Biogás em Estações de Tratamento de Águas Residuais Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.
- Morais, F. M. (2013). Estudo de um novo processo de tratamento de águas residuais urbanas visando a minimização das dificuldades operacionais do processo de lamas ativadas e a sua aplicabilidade em países carenciados de energia e tecnologia Tese de mestrado, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- Prządka, A. (2015). State of the art of biogas and biomethane in Europe. Avaliação do Potencial e Impacto do Biometano em Portugal, LNEG, Lisboa.
- Resolução do Conselho de Ministros n.º 20/2013. D.R. I Série. N.º 70 10 de abril de 2013
- Sandi (2015). Tratamento dos efluentes de usinas de biogás. Revista de Política Agrícola. 24, mai. 2015. Disponível em: <<https://seer.sede.embrapa.br/index.php/RPA/article/view/964>>. 24.
- Thrän, D., et al. (2014). "Biomethane - status and factors affecting market development and trade." IEA Task 40 and Task 37 Joint Study.
- Villani, V. J., et al. (2011). "Cogeração de energia a partir de biogás e do lodo proveniente de reatores anaeróbios da ete rio preto." SERVIÇO MUNICIPAL AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO - SEMAE São Paulo.
- Von Sperling, M., et al. (2009). Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Rio de Janeiro.
- Von Sperling, M., Van Haandel, A.C., Jordão, E.P., Campos, J.P., Cybis, L.F., Aisse, M. M., Sobrinho, P.A. (2001). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lodos ativados. Rio de Janeiro.

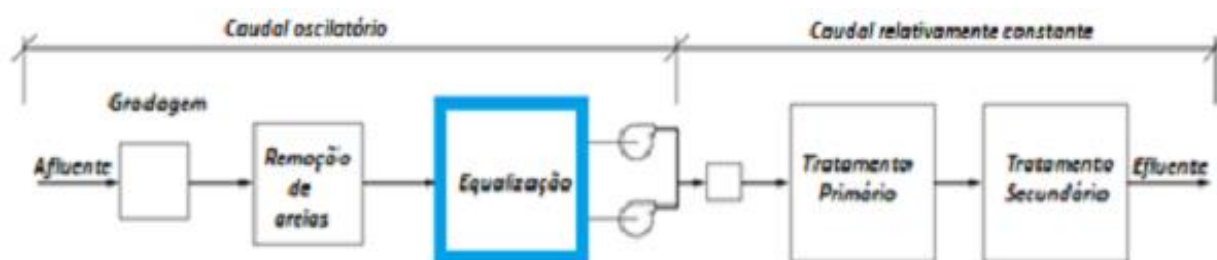
## Anexo 1

Neste anexo é apresentada a metodologia utilizada para o dimensionamento do tanque de equalização.

### ➤ Tanque de Igualização

O tanque de equalização tem por objetivo a homogeneização do caudal e da concentração do efluente, neutralizando o pH, diluindo as substâncias inibidoras, evitando choques hidráulicos e de concentração (carga orgânica constante), garantindo a alimentação contínua do efluente aos sistemas biológicos.

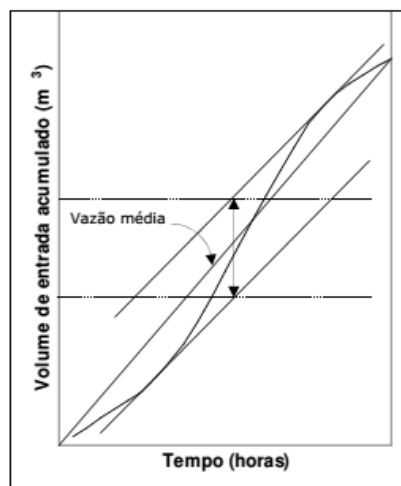
Os principais fatores a serem considerados no dimensionamento de um tanque de equalização em sistemas de tratamento biológico são: o regime de afluência, a sua localização e configuração, a geometria do tanque, a necessidade de mistura e unidades de bombagem. Para se alcançar um amortecimento considerável das cargas, bem como do caudal a localização desse processo poderá ser em série, ou seja, na linha do sistema onde todo o fluxo passa por ele, como representado na Figura 0-1.



*Figura 0-1 - Localização em série do processo de equalização (adaptado Metcalf & Eddy, 2003)*

A determinação do volume necessário para a equalização é efetuada por método gráfico recorrendo a um diagrama que ilustra o volume diário acumulado em função da hora do dia, como demonstrado na Figura 0-2.





*Figura 0-2 - Método gráfico para determinação do volume do tanque de equalização  
(adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)*

O volume do tanque de equalização requerido corresponde à distância vertical entre a tangente ao caudal de entrada e a reta do caudal médio diário. Na prática, o volume do tanque será superior ao determinado teoricamente, uma vez que os equipamentos de mistura e bombas submersíveis de transferência funcionam continuamente, não permitindo o esvaziamento completo do tanque. Deve-se manter um nível mínimo de água residual no tanque para proteção do equipamento.

A agitação é uma operação física importante neste sistema de tratamento de águas residuais, esta operação manterá os sólidos em suspensão evitando sua sedimentação no fundo do tanque de equalização e também como já mencionado promoverá a homogeneização da concentração e evitará condições anaeróbias.

Para o dimensionamento do agitador de mistura por meio mecânico e com um fluxo contínuo de água residual deve-se considerar duas componentes. Sendo uma delas o espaço do tanque onde a mistura ocorre e o tipo de equipamento que provoca a agitação tendo em conta o caudal máximo admissível e a profundidade de água aceitável.

Para águas residuais contendo, aproximadamente, 210 mg/L de SS, é necessário um agitador com uma capacidade de 0,004 a 0,008 kW/m<sup>3</sup> (Metcalf & Eddy 2003)

Neste tanque, ainda situa-se um sistema elevatório constituído por bombas submersíveis para alimentação contínua do reator UASB. Em realidade nunca pode-se atingir um caudal constante de elevação, uma vez que o grau de incerteza do caudal afluente é muito elevado. Contudo o resultado de cálculo representa uma base necessária para dimensionamento de ETAR.

Neste caso particular tem-se o sistema elevatório para a elevação do efluente igualizado para os reatores UASB, visto que os reatores estão a uma cota superior e operam em regime de fluxo ascendente. O dimensionamento da bomba inclui a determinação do caudal unitário da bomba e a altura manométrica de elevação necessária, tendo em conta as perdas de carga total do sistema durante a elevação do caudal, a profundidade do tanque de igualização, a cota do reator e a pressão exercida pela cota de saída do efluente no reator.